



Naturalis

Repositorio Institucional

<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar>

Universidad Nacional de La Plata

Facultad de Ciencias Naturales y Museo



Comunidades de invertebrados acuáticos de mallines de Patagonia, bajo distintos niveles de antropización

Epele, Luis Beltrán

Doctor en Ciencias Naturales

Dirección: Miserendino, María Laura

Co-dirección: Rodrigues Capítulo, Alberto

Facultad de Ciencias Naturales y Museo

2014

Acceso en:

<http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/id/20140506001345>



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons
Atribución-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional



Naturalis

Repositorio Institucional
FCNyM - UNLP

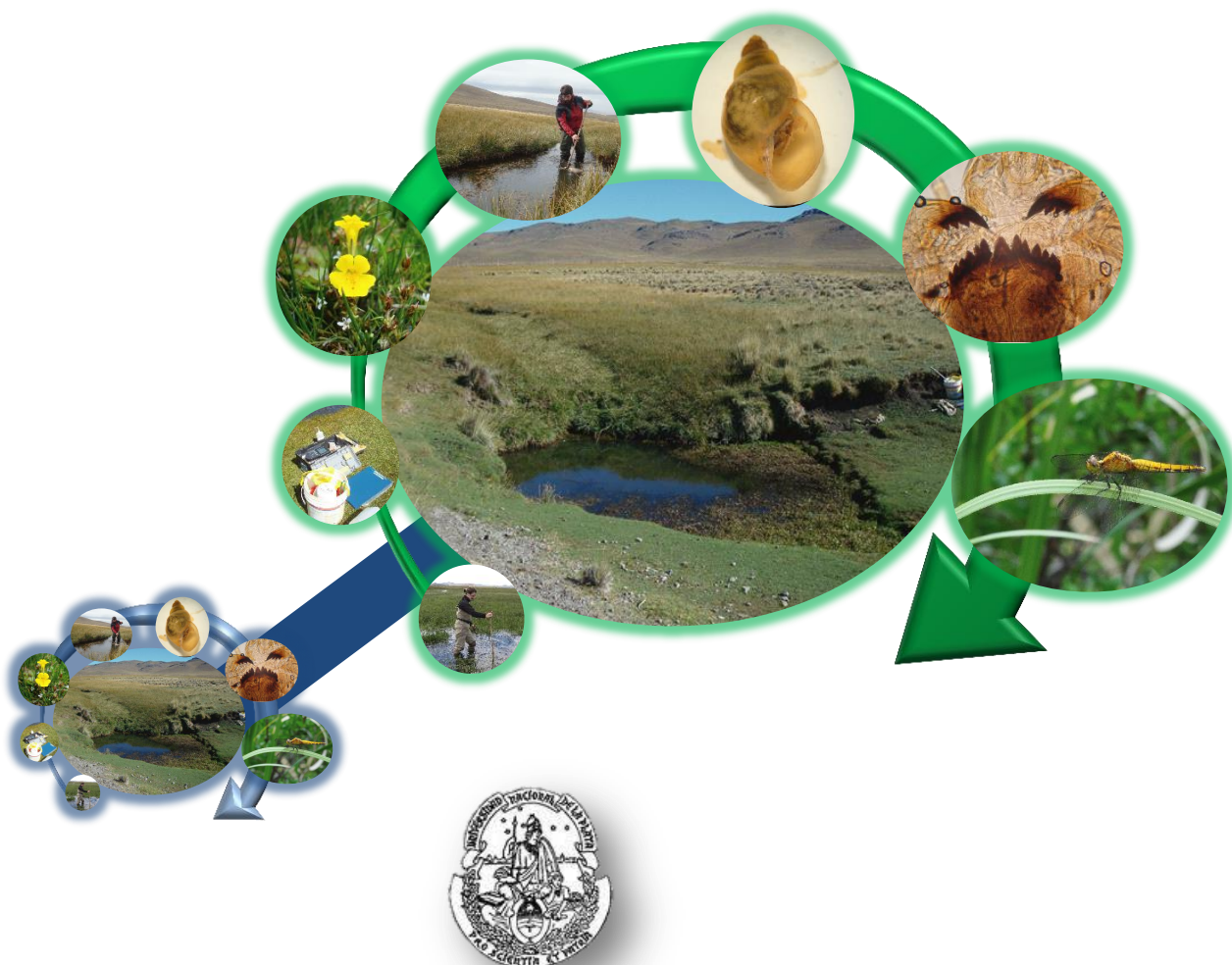
COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS ACUÁTICOS DE MALLINES DE PATAGONIA, BAJO DISTINTOS NIVELES DE ANTROPIZACIÓN

Lic. Luis Beltrán Epele

Trabajo de tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Naturales

Directora: Dra. María Laura Miserendino

Co-Director: Dr. Alberto Rodrigues Capítulo



**Facultad de Ciencias Naturales y Museo
Universidad Nacional de La Plata**

2014

COMUNIDADES DE INVERTEBRADOS ACUÁTICOS DE MALLINES DE PATAGONIA, BAJO DISTINTOS NIVELES DE ANTROPIZACIÓN

Lic. Luis Beltrán Epele

Trabajo de tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Naturales

Directora: Dra. María Laura Miserendino

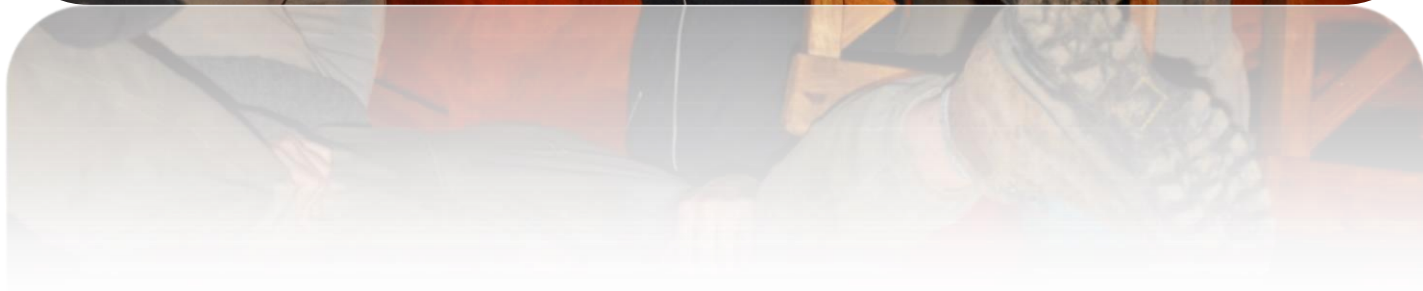
Co-Director: Dr. Alberto Rodrigues Capítulo



**Facultad de Ciencias Naturales y Museo
Universidad Nacional de La Plata**

2014

A mí querida familia



Agradecimientos

En primer lugar quiero agradecerle a la Dra. Laura Miserendino, mi directora y principal formadora en el camino de la Investigación científica, la Limnología y en especial en la “mallinología”. Laura, gracias por confiar y apostar tu tiempo y esfuerzo a este proyecto, por todo tu apoyo y por la admirable dedicación que le ponés todos los días. GRACIAS!!! Este logro también es tuyo.

Gracias a mi amada y feliz familia, me dan mucha alegría y aunque no se den cuenta, me enseñan a valorar lo importante de esta hermosa vida. Qué bueno tener una familia tan linda!. Grande Dani!!, compañera de la vida, gracias por tu ayuda en este difícil año de redacción y trabajo extremo, te amo negra. Gracias especiales al Tío Quique, Tía Pata, Mona y Tato, que siempre me hacen sentir cómo en casa, son mi segundo hogar. También gracias a mi nueva familia de Comodoro, por todo el cariño que me dan y por estar siempre tan atentos y preocupados por el bienestar de los demás....son un ejemplo!

Gracias compañeros y amigos del LIESA, Guille, Colo, Laura, Ceci, Miguel, Pablo, Dani, Pipo, Magda, Martita, Elo, Montiel, Azocar e Ilda. Todos ayudaron para que pudiera concretar este trabajo, colaborando en las campañas, la bibliografía, las identificaciones, los mates, las fiestas, la play y demás juegos indoor y compartiendo el día a día. Gracias!

Gracias a la gente del INTA con quienes fuimos a todos los muestreos, aportaron su conocimiento, mates y sin duda son parte muy importante de esta tesis. Gracias a Viviana Nakamatsu, Georgina Ciari y Walter Opazo. También un especial agradecimiento a los propietarios y encargados de los campos que nos permitieron el acceso a los sitios de muestreo y nos brindaron información del ganado.

Muchísimas gracias al Dr. Alberto Rodríguez Capítulo, quien a pesar de la distancia, colaboró desde el inicio de esta tesis y estuvo al pie del cañón cuando se requerían las revisiones del manuscrito, mostrándose siempre optimista y brindándome apoyo desde lo profesional y personal.

También gracias amigos y amigas con quienes compartí salidas, viajes, charlas, pavas y pavas de mate, partidos de fútbol, enviadas y demás actividades que fueron indispensables para mantener “cuerdo” a este tesista. GRACIAS amigos queridos.

Muchas gracias a los especialistas que determinaron los taxa de invertebrados y plantas acuáticas, y me formaron respondiendo a preguntas y brindando su experiencia. No sólo mejoraron la resolución taxonómica, sino que me brindaron información de la biología de las especies y de la ecología de humedales, lo que sin duda enriqueció mucho este estudio. Gracias a los doctores/as: Miguel Archangelsky, Laura Miserendino, Cecilia Brand, Pablo Pessacq, Danielle Anjos dos Santos, Silvina Menu-Marque, Cristina Marinone, Silvia Mazzuconi, Ximena Ovando, Carolina Masi, Bettina Gullo, Analía Paggi, Mercedes Marchese, Adriana Kutschker, Juan José Neiff, Luciana Montalto y Alicia Poi.

Gracias al laboratorio de Protección del CIEFAP, por permitirme utilizar la balanza electrónica con la que realicé las medidas de peso seco de los invertebrados.

Agradezco profundamente el tiempo y la dedicación de la Dra. María Cristina Claps, Dra. Erica E. Scheibler y el Dr. Diego A. Añón Suárez jurados de este trabajo, cuyo valioso aporte, sin dudas ha enriquecido esta tesis doctoral.

Gracias a todas las personas que me acompañan en la vida y no incluí en estos agradecimientos. No fue una omisión voluntaria, sino más bien producto de las largas horas que pasé frente a este aparato.

Por último, gracias Tata, Virgencita y Santa Rita. Gracias primo por cuidarnos desde el Cielo.

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	I
RESUMEN	VII
ABSTRACT	XI
1. INTRODUCCIÓN	
1.1 Definición de humedales	2
1.2 Definición y caracterización de los humedales patagónicos	2
1.3 Clasificación general de humedales y nomenclatura usada en Patagonia	3
1.4 Hidrología de los humedales	4
1.5 Efectos de la hidrología y del hidroperíodo de los humedales en las comunidades biológicas	6
1.6 Biogeoquímica de los humedales	8
1.7 Comunidades de invertebrados en humedales	10
1.7.1 <i>El rol de las plantas acuáticas en la estructuración de las comunidades de invertebrados del humedal</i>	12
1.7.2 <i>Invertebrados acuáticos como indicadores de degradación ambiental</i>	13
1.8 Disturbios naturales y antrópicos en humedales patagónicos	16
2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	
2.1 Hipótesis	20
2.2 Objetivos	21
3. ÁREA DE ESTUDIO	
3.1 Ubicación geográfica	23
3.2 Clima	24
3.3 Biozonas y tipos de mallines	24
3.4 Suelos	26

3.5 Mallines y uso de la tierra en Patagonia.....	27
3.6 Selección de sitios.....	28
3.6.1 Selección de mallines para el análisis espacial.....	31
3.6.2 Selección de un mallín para el análisis temporal.....	34
 4. MATERIALES Y MÉTODOS	
4.1 Caracterización ambiental.....	38
4.2 Uso de la tierra.....	39
4.3 Análisis de la vegetación acuática.....	42
4.4 Invertebrados acuáticos.....	42
4.4.1 Métodos de colecta e identificación de invertebrados.....	43
4.4.2 Regresiones largo-peso, biomasa y asignación de grupos funcionales..	44
4.5 Análisis del detrito orgánico.....	45
4.6 Análisis de datos.....	46
4.7 Cálculo de métricos.....	47
4.8 Análisis estadístico.....	49
4.8.1 Ordenamiento de mallines según características ambientales.....	49
4.8.2 Comparación de atributos comunitarios y variables ambientales.....	50
4.8.3 Relaciones especie ambiente de ensambles de invertebrados a escala espacial.....	50
4.8.4 Relaciones especie ambiente de invertebrados en la dimensión temporal (Mallín Crespo).....	51
4.8.5 Correlaciones utilizadas para la selección y evaluación métricos.....	52
 5. RESULTADOS	
5.1 ANÁLISIS ESPACIAL DE MALLINES PATAGÓNICOS	
5.1.1 Descriptores ambientales de los mallines.....	54
5.1.2 Composición y cobertura de la vegetación acuática.....	61
5.1.3 Análisis del detrito orgánico.....	64
5.1.4 Invertebrados acuáticos.....	66
5.1.4.1 Composición, abundancia y biomasa.....	66

5.1.4.2 Atributos comunitarios en relación a la condición hidrológica de los mallines.....	74
5.1.4.3 Análisis de los ensambles.....	75
5.1.4.4 Atributos comunitarios en relación al hidroperíodo: permanentes vs. temporarios.....	82
5.1.4.5 Estructura trófica de mallines: análisis de grupos funcionales.....	83
5.1.4.6 Influencia de las condiciones ambientales sobre los ensambles de invertebrados en mallines conectados vs. ríos.....	89
5.1.4.7 Influencia de las condiciones ambientales sobre los ensambles de invertebrados en mallines: aislados vs. conectados.....	93
5.2 ANÁLISIS TEMPORAL DE UN MALLÍN DE LA ESTEPA PATAGÓNICA	
5.2.1 Análisis temporal de las variables ambientales.....	97
5.2.2 Composición, riqueza y cobertura de la vegetación acuática del mallín Crespo.....	100
5.2.3 Detrito orgánico.....	102
5.2.4. Comunidad de invertebrados acuáticos en el Mallín Crespo.....	103
5.2.5 Comunidad de invertebrados acuáticos y relaciones ambientales.....	108
5.3 INVERTEBRADOS Y MÉTRICOS: RESPUESTAS AL DISTURBIO	
5.3.1 Análisis y selección de métricos.....	113
5.3.2 Respuesta de los métricos seleccionados a las variables ambientales.....	118
6. DISCUSIÓN	
6.1 Variabilidad ambiental de los mallines: efectos naturales y antrópicos.....	121
6.2 Biodiversidad de plantas acuáticas en mallines patagónicos.....	123
6.3 Biodiversidad de invertebrados acuáticos en mallines patagónicos.....	124
6.4 Comunidades de invertebrados: relevancia de la hidrología y del hidroperíodo.....	126
6.5 Una mirada temporal de un mallín de estepa patagónica.....	130
6.6 Comunidades de invertebrados y disturbios ganaderos en Patagonia.....	136
6.7 Conservación y manejo actual de los mallines.....	139

7. CONCLUSIONES.....	143
8. BIBLIOGRAFÍA CITADA.....	148
9. ANEXOS	
Anexo 1. Regresiones largo peso.....	175
Anexo 2. Métricos.....	176

Resumen

En Patagonia los humedales se denominan “mallines”, palabra que en Mapuche significa área inundada o bajo donde se acumula el agua. Son una fuente importante de recursos para especies nativas terrestres y acuáticas y por ser los ambientes patagónicos de mayor productividad forrajera presentan un uso ganadero generalizado que sustenta gran parte la economía regional. Con el objetivo de evaluar las respuestas de las comunidades de invertebrados acuáticos a los diferentes niveles de antropización producidos por las prácticas ganaderas y detectar qué ensambles de invertebrados pueden ser indicadores de degradación ambiental, se muestrearon durante el verano (2006 y 2007) 30 mallines y 15 ríos y arroyos de precordillera y estepa en el NO de la provincia de Chubut (42°02' y 44°22' S - 70°13' y 71°31' O). Se realizó una caracterización ambiental que incluyó condiciones físicas, químicas y biológicas. Se tomaron muestras de invertebrados acuáticos ($n=3$ por sitio), las que fueron de columna de agua en los mallines ($n=90$) y del bentos en los ríos ($n=45$). Por otro lado, se analizó mensualmente (estudio temporal: mayo 2008-abril 2009) la variación estructural y funcional de las comunidades de invertebrados acuáticos en un mallín de estepa (Mallín Crespo, 825 m.s.n.m.) en relación a los factores ambientales y al uso ganadero. Se seleccionaron tres charcas intermitentes y en cada visita se documentaron las características ambientales y se colectó una muestra integrada de invertebrados en cada una ($n=36$).

El disturbio ganadero de los 30 mallines estudiados se clasificó en tres niveles de intensidad: 1) bajo, 2) medio y 3) alto. Para lo cual se ponderó: la densidad y el tipo de ganado (ovino, bovino y equino), la receptividad ganadera, las evidencias de erosión y compactación (por pisoteo) en las orillas y dentro de los cuerpos de agua, la cantidad de fecas, las evidencias de forrajeo en la vegetación, y los síntomas de salinización. Además se analizó el tipos de manejo del ganado (rotación o pastoreo año redondo).

El área y el nivel de conexión hidrológica de los mallines se obtuvo a partir de imágenes satelitales LandSat 7 images RGB 123 (2003, resolución 30 x 30 m). En cada sitio se registraron el ancho, el largo y la profundidad media de los cuerpos de agua. En los ríos y arroyos se midió la velocidad de la corriente. Se documentaron: temperatura del agua, pH, conductividad, salinidad, total de sólidos disueltos, concentración y

porcentaje de oxígeno disuelto. Se analizaron los principales nutrientes: nitrógeno total (NT), nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+), fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (PRS). Adicionalmente en el Mallín Crespo se cuantificó el total de sólidos en suspensión (TSS) y se midieron datos climáticos.

Para cada sitio se confeccionó un inventario de las macrófitas y se estimó el porcentaje de cobertura vegetal. Los invertebrados de columna de agua (epibentos, necton y pleuston) se colectaron con redes de mano (D-frame o marco D, de 800 μm). Las muestras bénticas en arroyos se tomaron con red Surber modificada (250 μm de poro y 0,09 m^2) y en el Río Chubut con red de pateo (250 μm de poro y 0,25 m^2). Las muestras se fijaron *in situ* con formaldehído al 5% (v/v). Los invertebrados fueron identificados al menor nivel taxonómico posible y se conservaron en alcohol al 70%. Se cuantificó la materia orgánica particulada (MOP) de cada muestra.

Se calculó la riqueza, la diversidad (H'), la densidad y la biomasa de invertebrados acuáticos. Se analizaron los grupos funcionales (desmenuzadores, raspadores, predadores, colectores recolectores, colectores filtradores y picadores herbívoros). Se realizó una selección de métricos en base a la comunidad de invertebrados y se evaluó su respuesta al disturbio ganadero y al desmejoramiento de la calidad del agua.

Se efectuó un análisis de componentes principales ACP, sobre la base de datos ambientales de los 30 mallines para examinar la variación en las características físicas y químicas de los sitios de estudio. Para evaluar si existieron diferencias entre las características ambientales entre sitios se realizaron análisis no paramétricos (ANOVA Kruskal Wallis y Mann Whitney U Test). Para examinar la relación entre las asociaciones de invertebrados acuáticos y las variables ambientales medidas se efectuaron análisis de correspondencias canónicas (ACC) o análisis de redundancias (RDA). La covariación entre métricos y la relación entre métricos y las variables ambientales se evaluó mediante matrices de correlación (coeficientes de Pearson).

Las comunidades bióticas encontradas en el presente estudio fueron ricas y diversas, indicando la importancia de los ambientes acuáticos asociados a los mallines de Patagonia. Se reconocieron 52 taxa de plantas acuáticas en 22 familias, con 36 especies nativas (75 %), de las cuales, seis resultaron endémicas de la Patagonia Chilena y Argentina. El ensamble de invertebrados acuáticos de los 45 sitios estuvo

compuesto por 162 taxa, los que estuvieron distribuidos en 4 phyla, 22 órdenes y 61 familias. Los ríos mostraron mayor riqueza taxonómica que los mallines, sin embargo la mayor proporción de endemismos (10 especies) se encontró en mallines aislados. Además, se describió una especie nueva *Lynceus mallinensis*, (Laevicaudata).

La valoración de la diversidad mostró comunidades muy simplificadas o menos estructuradas en sitios muy disturbados, acorde a los patrones de riqueza. El hidroperíodo, no mostró ser un factor clave en la composición de los ensambles de invertebrados y en otros atributos comunitarios. En mallines aislados y conectados fue notoria la dominancia de invertebrados colectores recolectores, colectores filtradores y predadores.

El manejo del ganado en los mallines patagónicos estudiados tuvo efectos negativos en la calidad del agua, lo que se reflejó en las condiciones fisicoquímicas (elevados valores de nutrientes) de ciertos sitios. Las variables ambientales documentadas en los 45 sitios permitieron distinguir los diferentes niveles de disturbio, los que fueron validados en el ACP. Sin embargo, la variación de la salinidad, la conductividad y el pH respondió tanto a factores naturales como antrópicos. Los valores de nutrientes observados en algunos mallines evidenciaron síntomas de eutrofización y en algunos casos sugirieron hipertrofia.

El ensamble de invertebrados acuáticos que fue indicador de degradación de los mallines en sitios aislados y conectados estuvo compuesto por oligoquetos (*Lumbriculus variegatus*), copépodos (*Boeckella bergi*, *Boeckella gracilipes*, *Boeckella poppei*, *Metacyclops mendocinus*, *Parabroteas sarsi*), cladóceros, coleópteros (*Berosus alternans*, *Haliphus* sp., *Haliphus subseriatus*) y dípteros (Syrphidae).

En los ambientes conectados y ríos los ensambles específicos de cada compartimiento estuvieron regulados por el oxígeno, la velocidad y la temperatura del agua. Asimismo el gradiente de disturbio estuvo determinado por la variación en los valores de conductividad, pH y cobertura de las plantas acuáticas. El ensamble de invertebrados acuáticos que caracterizó los ambientes más disturbados fue: *Boeckella bergi*, *Mesocyclops annulatus*, *Metacyclops mendocinus* (Copepoda) y *Berosus alternans*, *Haliphus subseriatus* (Coleoptera), Syrphidae y Stratiomyidae (Diptera).

En el mallín Crespo (típico de Patagonia) se registraron ensambles de invertebrados acuáticos indicadores de las fases de conexión y de aislamiento

hidrológico. Durante el período de conexión, en las charcas del mallín Crespo, se identificó un número reducido de especies. En contraste, *Chaetogaster diaphanus*, Sphaeriidae, *Eucyclops chilensis*, *Hyaella curvispina*, *Rionaeschna* sp., *Cyanallagma interruptum*, *Lancetes varius*, *Rhantus signatus* y un grupo de Chironomidae, fueron abundantes durante el período de aislamiento entre las charcas estudiadas. Estas asociaciones de invertebrados pueden ser utilizadas para identificar diferentes fases hidrológicas en otras charcas similares de la estepa Patagónica.

La utilización de siete métricos basados en atributos de riqueza taxonómica (3), composición (2), grupos funcionales (1) y enumeración (1) de las comunidades de invertebrados acuáticos, permitió evaluar los niveles de disturbio de los mallines independientemente de su condición hidrológica. Los valores de los métricos seleccionados declinaron a medida que aumentó la intensidad del disturbio, respondiendo como se esperaba a las variables indicadoras de desmejoramiento de la calidad del agua (aumento de: nutrientes, pH y conductividad).

Si bien las prácticas de manejo actual de ganado producen cambios en las características fisicoquímicas y en los ensambles de invertebrados acuáticos de los mallines estos efectos parecen estar más acentuados en los mallines aislados. Dada la cantidad de elementos endémicos presentes, estos ambientes serían más vulnerables respecto a mallines conectados a ambientes lóticos. La mayor resiliencia de los últimos estaría explicada por su dinámica: conexión hidrológica a ambientes lóticos permanentes, los que serían fuentes o reservorios de poblaciones de invertebrados capaces de recolonizar otros ambientes.

El cambio del uso histórico de ganadería extensiva al de prácticas intensivas en áreas de humedales patagónicos podría traducirse en un desmejoramiento ambiental y biológico de los mallines. Además, cualquier acción humana que modifique la dinámica del agua de los mallines (por ej. desvío o captación de agua para irrigación, construcción de rutas o urbanizaciones) puede resultar en una importante pérdida de la diversidad de los invertebrados y de los servicios ecosistémicos que estos ambientes brindan. La información generada en este trabajo en relación al funcionamiento de los mallines patagónicos será de utilidad para productores y responsables de gestión. Esta información puede contribuir a minimizar los posibles daños ambientales y desarrollar estrategias para la conservación de los humedales patagónicos.

Abstract

Patagonian wetlands are called “mallines”, an aboriginal (Mapuche) word, which means swampy area or lowland area where water accumulates. These environments are important resources for terrestrial and aquatic native species. Since the mallines are among the most productive Patagonian pasturelands, they are used for livestock grazing and help sustain the regional economy. The present study was conducted in order to evaluate the responses of aquatic invertebrate communities to different levels of grazing pressure and to detect invertebrate assemblages that can be used as indicators of environmental degradation. During the summer (2006 and 2007) a set of 30 mallines and 15 rivers/streams (42° 02' and 44° 22' S - 70° 13' and 71° 31' W) located in the NW of the Chubut Province were sampled. An environmental characterization was performed including physicochemical and biological features. Samples of aquatic invertebrates were collected from the water column at mallines ($n=90$), and from benthos ($n=45$) at rivers, ($n= 3$ per site). In addition, the functional and structural variation of aquatic invertebrate communities at three intermittent ponds (Patagonian steppe) was monthly analyzed (May 2008-April 2009) (Crespo, 825 m.a.s.l.). The environmental features were documented at each pond where integrated invertebrates samples were collected ($n= 36$). Main relationships between invertebrate communities and environmental factors and cattle land use were assessed.

The level of grazing pressure for the 30 mallines was defined as: 1) low, 2) medium and 3) high. This determination was based on cattle stocking density and livestock type (sheep, cows and horses), livestock receptivity, evidences of soil erosion and compaction (by stocking) in the adjacent land, signs of trampling in shorelines and within water bodies, fecal amount, signs of foraging on vegetation and salinization symptoms. In the assignation of the ranking impact the accomplishment of the suggested rotational practices for livestock was also considered.

The surface area and connectivity of each studied wetland was obtained using LandSat 7 images (from 2003, mapping resolution of 30 m). At each sampling site width, length and the average depth of the water bodies was recorded. In rivers and streams the current velocity was measured. Water temperature, specific conductance,

salinity, total dissolved solids (TDS), pH, and dissolved oxygen (DO) were also documented. Nutrients level was analyzed as: total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), nitrate plus nitrite nitrogen (NO_3^- - NO_2^-), ammonia (NH_4^+), and soluble reactive phosphate (SRP). Additionally, total suspended solids (TSS) were monthly quantified at Crespo.

At each site a macrophyte inventory was conducted and vegetation cover (percentage) was estimated. Invertebrates at water column (epibenthos, nekton and pleuston) were collected with a D-frame net (800 μm). Benthic samples were taken in streams with a modified Surber net (250 μm ; 0.09 m^2) and in the Chubut River with a Kick net (250 μm ; 0.25 m^2). Samples were fixed *in situ* with formaldehyde at 5% (v/v). Invertebrates were identified to the lowest taxonomic level and stored in 70% alcohol. Particulate organic matter (POM) was quantified for each sample.

Taxa richness of aquatic invertebrates, diversity (H'), density and biomass were calculated. Functional feeding groups (FFG) (shredders, scrapers, predators, collector-gatherers, collector-filters and piercer-herbivores) were also analyzed. Invertebrate metrics selection was conducted in order to evaluate the response of the aquatic invertebrate community to livestock disturbance and water quality.

To examine variation in physical and chemical characteristics of the study sites a principal component analysis (PCA) based on environmental data of the 30 studied mallines was performed. To assess differences between the environmental characteristics among sites nonparametric analyses were achieved (Kruskal-Wallis ANOVA and Mann-Whitney U Test). Canonical correspondence analysis (CCA) and redundancy analysis (RDA) were conducted to examine the relationships between aquatic invertebrate's assemblages and environmental variables. Metrics covariance and relationships between metrics and environmental variables were assessed using correlations matrices (Pearson coefficients).

Biotic communities found in the present study were rich and diverse, indicating the importance of aquatic environments associated with Patagonian wetlands. A total of 52 taxa of aquatic plants in 22 families were recognized, with 36 native species (75%), six of which were endemic to the Chilean and Argentine Patagonia. Aquatic invertebrate assemblages from the 45 studied sites were composed by 162 taxa, distributed in 4 phyla, 22 orders and 61 families. Rivers showed greater taxonomic

richness than wetlands, however the highest proportion of endemic species (10 species) was found at isolated mallines. A new Laevicaudata (Crustacea) species was also described (*Lynceus mallinensis*).

At very disturbed sites, and according to the pattern of taxa richness, the invertebrate communities were very simplified or poorly structured. Hydroperiod was not a key factor in the composition of invertebrate assemblages and in other community attributes. At isolated and connected wetlands, FFG structure was dominated by collector-gatherers, collector-filterers and predators.

Livestock management in the studied Patagonian wetlands had negative effects on water quality and this was reflected in the physicochemical conditions (high nutrient values) at some sites. Environmental features documented at the 45 sites allowed us to distinguish different levels of disturbance, which were validated in the ACP. However, both natural and anthropogenic factors influenced the variation of salinity, conductivity and pH in the water. Nutrient values recorded in some mallines suggested symptoms of eutrophication, and in some cases of hypertrophy.

The assemblage of aquatic invertebrates taxa that indicated wetland degradation (isolated and connected wetlands) was composed by: Oligochaeta (*Lumbriculus variegatus*), Copepoda (*Boeckella bergi*, *Boeckella gracilipes*, *Boeckella poppei*, *Metacyclops mendocinus*, *Parabroteas sarsi*), Cladocera, Coleoptera (*Berosus alternans*, *Haliphus* sp., *Haliphus subseriatus*) and Diptera (Syrphidae).

At connected wetland and river environments, invertebrate specific assemblages were regulated by dissolved oxygen, current velocity and water temperature. Also the gradient of disturbance was defined by the fluctuation in conductivity, pH and coverage of aquatic plants. The invertebrate assemblage that characterized the highly disturbed environments was: *Boeckella bergi*, *Mesocyclops annulatus*, *Metacyclops mendocinus* (Copepoda) and *Berosus alternans*, *Haliphus subseriatus* (Coleoptera), Syrphidae and Stratiomyidae (Diptera).

At the mallín Crespo (typical wetland of Patagonian steppe) the assemblages of aquatic invertebrates that resulted indicators of connected and isolated hydrological phases were recognized. At Crespo ponds and during the connected phase only a small number of invertebrate species were identified. In contrast, *Chaetogaster diaphanus*, Sphaeriidae, *Eucyclops chilensis*, *Hyaella curvispina*, *Rionaeschna* sp., *Cyanallagma*

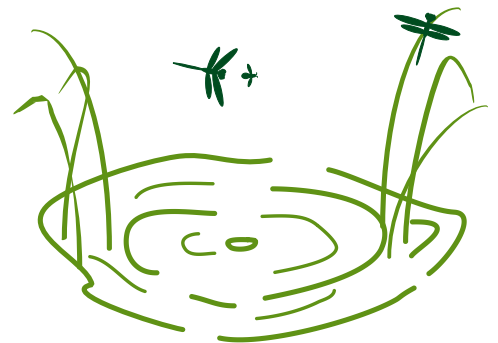
interruptum, *Lancetes varius*, *Rhantus signatus* and a Chironomidae group were abundant during the isolated period. These invertebrate assemblages could be employed to identify different hydrological phases in other similar ponds from the Patagonian steppe.

Regardless wetland hydrology, seven metrics based on attributes of aquatic invertebrate communities: taxonomic richness (3), composition (2), functional feeding groups (1) and enumeration (1), resulted appropriate to assess wetland disturbances. The values of selected metrics declined with the increase of disturbance intensity, responding as expected to the features that indicated deterioration of water quality (increase of: nutrients, pH and conductivity).

While current management of livestock grazing produces changes in the physicochemical characteristics and aquatic invertebrate assemblages of wetlands, the impact appears to be more pronounced at isolated ones. Moreover, given the number of endemic species, these environments would be more vulnerable than those wetlands connected to lotic systems. The higher resilience of the connected wetlands would be explained by their dynamics, hence the hydrological connection with permanent lotic environments which are sources or reservoirs of invertebrate populations capable to recolonize other environments.

In Patagonian wetlands the change of the historical extensive livestock practices to intensive ones could result in environmental and biological deterioration of the mallines. In addition, all human actions that change the dynamics of water in these environments (e.g. extraction of water for irrigation, road building or urbanizations) can result in a significant loss of invertebrate diversity and ecosystem services. The information provided in this study will be useful for landowners and wildlife administrators involved with the management of Patagonian wetlands. The information here provided can contribute to minimize the environmental damage and to develop strategies for the conservation of Patagonian mallines.

1. INTRODUCCIÓN



1. INTRODUCCIÓN

1.1 Definición de humedales

Los humedales pueden encontrarse, exceptuando en la Antártida, en todos los continentes. La U.S. EPA (United States Environmental Protection Agency) los define como “áreas inundadas o saturadas por agua superficial o subterránea, con una frecuencia y duración suficiente para mantener vegetación típicamente adaptada a la vida en suelos saturados”. Generalmente incluyen pantanos, turberas, estuarios y áreas similares (van der Valk 2006).

Los humedales se encuentran entre los ecosistemas más importantes en la Tierra, son muy valiosos como fuentes, sumideros y transformadores de una multitud de materiales químicos, biológicos y genéticos (Mitsch y Gosselink 2007). A escala global, estos cuerpos de agua dominan el área cubierta por las aguas continentales (Downing *et al.* 2006), y sostienen una biota rica y muchas veces especializada.

1.2 Definición y caracterización de los humedales patagónicos

En Patagonia los humedales se denominan “mallines”, palabra que en Mapuche significa área inundada o bajo donde se acumula el agua (Erize 1960). Mazzoni y Vázquez (2004) los definen como pastizales húmedos de alta densidad y riqueza florística, cuya génesis está asociada a la presencia de agua cerca de la superficie del suelo. Se trata de ecosistemas generalmente de escasas dimensiones, compuestos principalmente por juncos y pastos, cuya existencia depende principalmente de la interacción local de factores litológicos, topográficos e hidrológicos.

Los mallines presentan una gran variabilidad de formas y tamaños, constituyendo muchas veces un sistema de humedales más o menos continuos o encadenados, que ocupan las líneas de drenaje de las sierras y mesetas (Bran *et al.* 2004). Los mallines de la Patagonia argentina ocupan aproximadamente el 5 % de la superficie total de esta región (Iriondo 1989) y se localizan desde la cordillera de los Andes hasta la costa atlántica a lo largo de un gradiente de precipitación oeste-este (3.000 a 200 mm de media anual). Agrupan ambientes de diversas características como lagunas, vegas y turberas (León *et al.* 1998). En particular los mallines constituyen una

fueron importantes de recursos para especies nativas terrestres y acuáticas y por ser los ambientes patagónicos de mayor productividad forrajera presentan un uso ganadero generalizado que sustenta gran parte la economía regional.

1.3 Clasificación general de humedales y nomenclatura usada en Patagonia

Los humedales han sido clasificados e inventariados en muchas partes del mundo (Finlayson y van der Valk 1995). Para los Estados Unidos, Brinson (1993) desarrolló una nomenclatura basada en los aspectos hidrogeomorfológicos (geoformas, fuentes de agua, hidroperíodo, etc.). Semeniuk y Semeniuk (1995) proponen una clasificación similar para Australia, pero agregan nuevos parámetros, tales como, tamaño, forma, salinidad y vegetación. En la Convención de Ramsar del año 1971, se desarrolló un sistema internacional de categorización que es ampliamente utilizado. Este sistema se ha ido actualizando, la *Ramsar Convention Secretariat* (2013) clasifica los humedales en tres grandes grupos (Costero/Marinos, Continentales y Construidos por el hombre) y en 42 tipos de humedales, teniendo en cuenta el origen del agua, el hidroperíodo, el tamaño de los cuerpos de agua, el suelo y la vegetación, entre otros. Por su parte Finlayson y van der Valk (1995) y Scott y Jones (1995) también proponen sistemas internacionales de clasificación de humedales en base a la hidrología de los mismos.

Si bien existen algunas iniciativas de inventario y clasificación de humedales de la Argentina que han generado documentos de gran valor (Malvárez y Bó 2004, Neiff 2004, Grupo de trabajo de recursos acuáticos 2006, Kandus *et al.* 2008), todavía nos encontramos en etapas preliminares en cuestiones tales como la nomenclatura utilizada, las escalas de análisis y las distintas metodologías implementadas (Nugent 2004). La variedad de mallines presentes en la Patagonia chilena ha sido expresada por Clausen *et al.* (2006), quienes clasifican los mallines en ocho categorías, según la vegetación, geomorfología y minerales disueltos en la parte inundable de los mallines. En la Patagonia argentina, Movia (1984) clasifica los mallines en cinco tipos básicos, de acuerdo con su posición en el paisaje y sus principales características fisiográficas.

1.4 Hidrología de los humedales

Los humedales se diferencian de los ambientes terrestres bien drenados y de los sistemas acuáticos de aguas profundas por su hidrología la que les imprime condiciones fisicoquímicas únicas (Brinson 1993). La hidrología de los humedales depende principalmente de tres factores: (1) el balance entre la entrada y salida del agua, (2) la geomorfología de la cuenca y (3) la geología, las características del suelo subsuperficial, y las condiciones del agua subterránea (Mitsch y Gosselink 2007). Son zonas de transición entre los ambientes terrestres y acuáticos y constituyen un vínculo dinámico entre ambos sistemas (Mitsch y Gosselink 2007). A grandes rasgos, pueden subdividirse en dos grupos (Zilli *et al.* 2008, Vance 2009) “conectados” y “aislados”.

Los humedales conectados (Fig. 1-1) usualmente se encuentran entre el ambiente terrestre y el ambiente acuático permanente (por ejemplo, ríos, lagos, estuarios u océanos). Son considerados uno de los ecosistemas más productivos, sobre todo aquellos localizados en las planicies de inundación de ríos (Merritt y Lawson 1979, Poi de Neiff *et al.* 2006). La heterogeneidad espacial en la dimensión lateral de las planicies de inundación especialmente de los ríos de gran magnitud, es generada y mantenida por la conectividad hidrológica (Amoros y Roux 1988) y la influencia del “pulso de inundación” (Junk *et al.* 1989) o más recientemente llamado “pulso hidrosedimentológico” (Neiff 1990). Este último juega un rol clave en el desplazamiento de la materia orgánica y en las características particulares de las especies (Marchese y Ezcurra de Drago 1992, Middleton 2002, Marchese *et al.* 2002, Zilli *et al.* 2008). Los nutrientes que suministran los ríos a sus planicies de inundación, explican la elevada productividad presente en estos ambientes mayormente encontrados en regiones tropicales y subtropicales (Ej. Río Paraná) (Junk *et al.* 1989).

Por otra parte los humedales aislados o desconectados (Fig. 1-2), se desarrollan en áreas muy localizadas del paisaje, donde existe un aporte de agua generalmente proveniente del nivel freático. Esta condición es habitual en las posiciones topográficas deprimidas del paisaje, tales como cubetas de origen glacial, pisos de valles y cuencas de deflación.

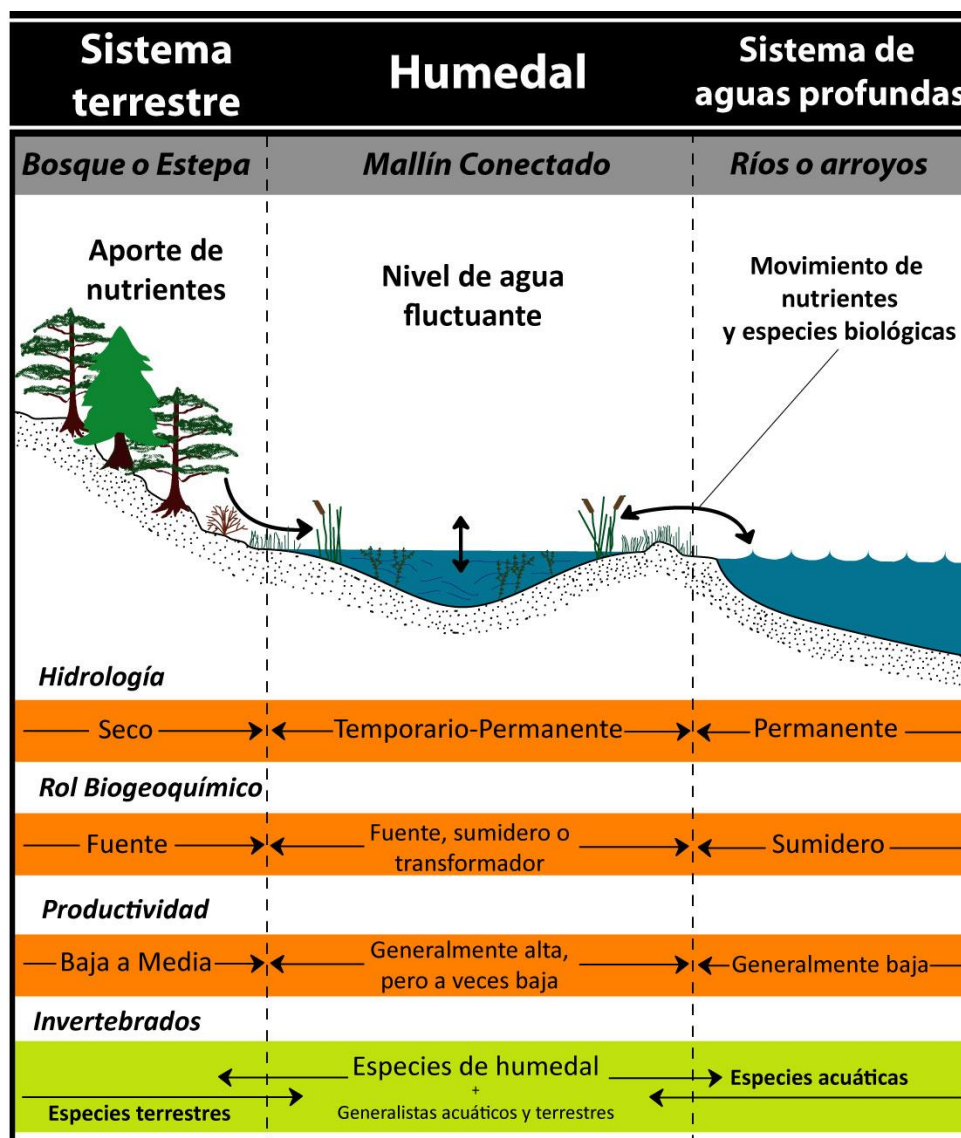


Figura 1-1. Esquema de un humedal conectado hipotético, dónde se visualizan los movimientos de nutrientes, la hidrología, el rol biogeoquímico, la productividad y los invertebrados del mismo. Modificado de Mitsch y Gosselink (2007)

A pesar de utilizar el término “desconectado” o “aislado”, se entiende que estos ecosistemas están hidrológicamente vinculados al agua subsuperficial (Mazzoni y Vázquez 2004) y biológicamente relacionados a través del movimiento de muchos organismos con capacidad de dispersión.

En Patagonia, el origen de algunos mallines puede vincularse con el afloramiento de las aguas subterráneas ya sea en los flancos de las montañas, las laderas de las mesetas y en el contacto entre distintos niveles de terrazas fluvio-glaciales. En estos casos, los mallines aparecen “colgados” en las pendientes y

suelen extenderse longitudinalmente siguiendo pequeños cursos de agua (Mazzoni y Vázquez 2004).

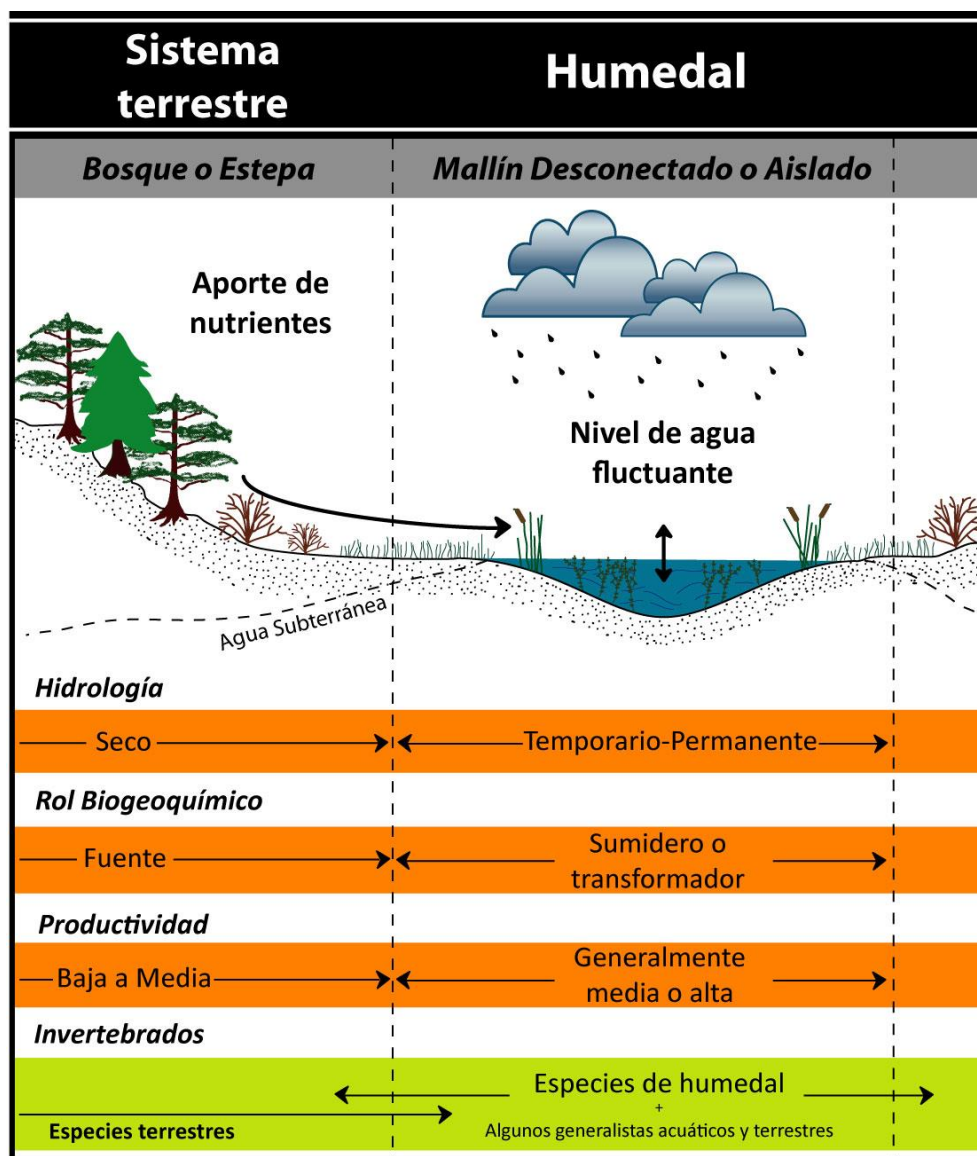


Figura 1-2. Esquema de un humedal aislado hipotético, dónde se muestran los movimientos de los nutrientes, la hidrología, el rol biogeoquímico, la productividad y los invertebrados del mismo. Modificado de Mitsch y Gosselink (2007).

1.5 Efectos de la hidrología y del hidropériodo de los humedales en las comunidades biológicas

La profundidad del cuerpo de agua, los patrones de flujo y la duración y la frecuencia de las inundaciones influyen directamente en la bioquímica de los suelos y por ello son considerados los principales factores ambientales en la selección de la biota del humedal. Además de la hidrología, que es la que determina las fases de

“aislamiento” y de “conexión” en ciertos humedales, el hidroperíodo es otro de los factores que mayor influencia tienen sobre las comunidades de organismos acuáticos (Whatley y Cusminsky 1995, Wissinger 1999). Este último puede definirse como el patrón estacional del nivel del agua de un humedal (Neiff *et al.* 2004), el que es característico de cada tipo de ambiente y se expresa cómo el número de días que el mismo se encuentra inundado. La naturaleza y las características del hidroperíodo (fases: sequía-inundación, permanencia), gobiernan los procesos físicos naturales afectando la estructura de las comunidades biológicas (Layman *et al.* 2000, Bolduc y Afton 2004, Robson y Clay 2005, Tarr *et al.* 2005). Así, en función del hidroperíodo (Fig. 1-3), existen humedales temporarios (que experimentan fases de sequía recurrentes: efímeros, intermitentes, estacionales y semipermanentes) y permanentes (sólo se secan en casos excepcionales) (Williams 2006).


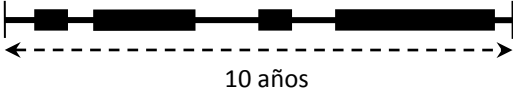
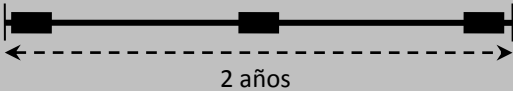
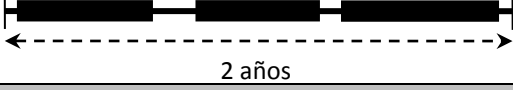
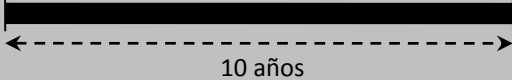
Régimen de inundación		Predictibilidad y duración de la inundación
Humedales temporarios	Efímero 	Lleno sólo después de una lluvia impredecible y por escorrentía. El área inundada se seca durante los días siguientes y rara vez admite organismos acuáticos macroscópicos.
	Intermitente 	Alterna períodos húmedos y secos, pero con menor frecuencia que los humedales estacionales. El área inundada puede persistir por meses o años.
	Estacional 	Alterna períodos húmedos y secos estacionalmente. Se inundan durante la estación húmeda y suelen secarse de manera predecible.
	Semipermanente 	La inundación es predecible, sin embargo el nivel del agua puede variar. La mayoría de los organismos que viven en estos humedales no toleran la desecación.
	Permanente 	Poseen agua durante todo el año. No se secan al menos en un período de 10 años.

Figura 1-3. Esquema de clasificación simplificado para aguas de humedales temporarios y permanentes (las barras horizontales negras indican los períodos de inundación; las barras finas los períodos de sequía). Modificada de Williams (2006).

Las charcas y humedales temporarios a lo largo del mundo, han demostrado ser hábitats capaces de sostener una elevada biodiversidad de invertebrados de agua dulce incluyendo un gran número de especies endémicas (Brendonck y Williams 2000, Scheffer *et al.* 2006). Además participan en los ciclos geoquímicos (Downing *et al.* 2008) y son de importancia para la sociedad (por ejemplo, suministro de agua, recreación, pastura, entre otros) (Jeffries 2011).

El hidroperíodo de los humedales puede afectar la riqueza y la composición de las comunidades de invertebrados (Wiggins *et al.* 1980, Spencer *et al.* 1999) así como también la abundancia y el éxito reproductivo de ciertas especies (Leeper y Taylor 1998). En general los humedales con hidroperíodos cortos poseen una baja diversidad taxonómica (Wiggins *et al.* 1980). En éstos, los efectos de la desecación (temperaturas extremas, poco oxígeno disuelto, etc.) tienen un impacto marcado en la composición de las comunidades. Por el contrario, en los mallines permanentes, el estrés físico suele ser relativamente bajo, los depredadores vertebrados e invertebrados se tornan más diversos y abundantes y, son estos quienes influyen profundamente en la composición de la comunidad (Schneider y Frost 1996, Wellborn *et al.* 1996).

Si bien para comprender exhaustivamente la dinámica hidrológica de los mallines y como ésta afecta a las comunidades de invertebrados, son necesarios estudios estacionales o mensuales, por períodos mínimos de un año (Williams 2006, Montalto y Paggi 2006, Zilli *et al.* 2008, Sharma y Rawat 2009), en estudios extensivos es posible realizar una aproximación del hidroperíodo de los humedales utilizando información general sobre precipitación neta, volumen de agua del humedal y evapotranspiración, logrando aproximaciones relativamente confiables (Mitsch y Gosselink 2007).

1.6 Biogeoquímica de los humedales

En los ecosistemas, el transporte y la transformación de los compuestos químicos, conocido como ciclo biogeoquímico, incluye un gran número de procesos físicos, químicos y biológicos interrelacionados (Reddy y DeLaune 2008). En los humedales, los procesos biogeoquímicos están condicionados por las características hidrológicas, las que resultan en cambios químicos de los materiales, regulando su desplazamiento espacial en el humedal. Dichos procesos además influyen en el

intercambio agua-sedimento y en la disponibilidad de los nutrientes para la vegetación. A través de estos ciclos se produce una interacción entre los ecosistemas mediante la exportación de materia orgánica. En definitiva, los ciclos biogeoquímicos determinan la productividad de los humedales (Fig. 1-4) (Mitsch y Gosselink 2007).

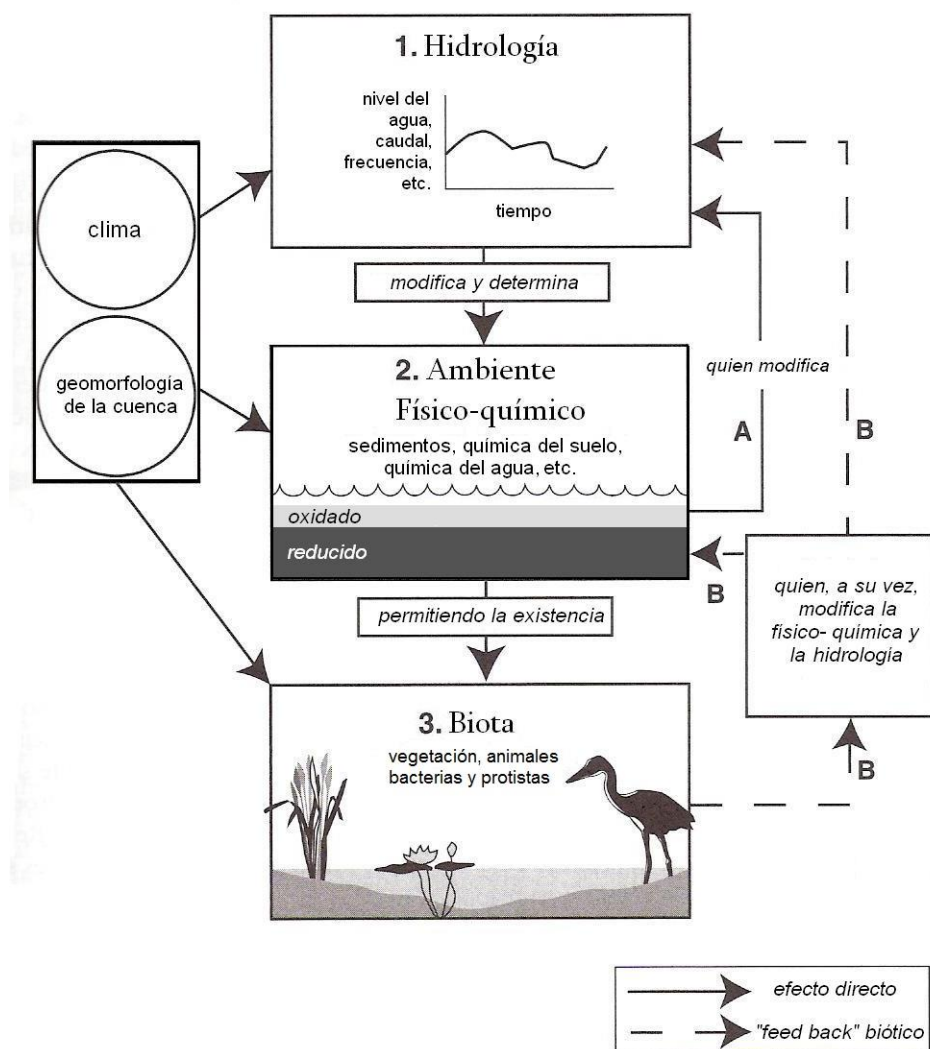


Figura 1-4. Diagrama conceptual ilustrando los efectos de la hidrología en el funcionamiento de los humedales y los "feed backs" bióticos que afectan la hidrología de los mismos. Modificado de Mitsch y Gosselink (2007).

Los humedales poseen la habilidad de captar, transformar y almacenar nutrientes del agua, que llegan hasta ellos a través de los cauces por escorrentía difusa o bien vía subterránea (Cooper y Findlater 1990, Johnston 1991, Kadlec y Knight 1996, Reddy *et al.* 1999, Ciari 2009). Esta función de sumideros de nutrientes es muy importante en los paisajes agrícolas, donde los niveles de estas sustancias son

habitualmente elevados (Carpenter *et al.* 1998). Estas y otras funciones les han valido la denominación de “supermercados ecológicos” (Mitsch y Gosselink 2007). En el paisaje patagónico los mallines constituyen un valioso recurso natural, en tanto ofrecen pasturas y agua para el desarrollo de las actividades agropecuarias, principalmente la ganadería (Mazzoni y Vázquez 2004).

Sin embargo, Wright *et al.* (2009) advierten que los incrementos continuos de nutrientes, ya sea de fuentes externas (por fecas del ganado, fertilización, etc.) o internas (a causa de la descomposición de la materia orgánica de los mallines), a futuro podrían ocasionar graves impactos en los humedales, cambiando las condiciones originales oligotróficas a eutróficas.

1.7 Comunidades de invertebrados en humedales

Los invertebrados constituyen el grupo más diverso de organismos en los humedales dado que éstos albergan especies acuáticas, semiacuáticas y terrestres (Sharitz y Batzer 1999). Son de vital importancia ya que cumplen un rol central en las redes tróficas. Se alimentan de plantas acuáticas, de algas y de los detritos generados a partir de las mismas, siendo a su vez consumidos por vertebrados como aves, peces y anfibios (Batzer y Wissinger 1996). Algunos invertebrados son residentes obligados de los humedales; incluyendo especies acuáticas que requieren períodos de desecación para completar el desarrollo (ej. algunos culícidos y anostracos) y herbívoros terrestres especializados, que se alimentan sólo de ciertas especies de plantas (curculiónidos, lepidópteros, ortópteros). Sin embargo, muchos invertebrados oportunistas que primariamente evolucionaron en lagos, ríos o arroyos pueden utilizar con éxito diferentes hábitats en estos ambientes (Figs. 1-1 y 1-2).

El elenco de invertebrados que pueden registrarse en los humedales es amplio e incluye protozoos, briozoos, poríferos, cnidarios, platelmintos, rotíferos, nematodos, moluscos (gasterópodos y bivalvos), anélidos de diversos tipos, tardígrados, ácaros acuáticos y otros arácnidos, insectos acuáticos y crustáceos (ostrácodos, cladóceros, braquiópodos, copépodos, y decápodos). En el humedal se los encuentra en la columna de agua (plancton y necton), sobre y dentro de plantas (pleuston), en la hojarasca, sobre rocas y en el sedimento (bentos) (Batzer *et al.* 1999, Thorp y Covitch 2001).

La mayoría de los invertebrados tienen ciclos de vida complejos con múltiples estadios que se pueden desarrollar en distintos hábitats del humedal o incluso fuera del mismo (van der Valk 2006). Su distribución dentro y entre humedales está regulada por la química del agua (especialmente pH y salinidad), la temperatura, la profundidad y la fluctuación del agua, el tipo de vegetación, y los niveles de oxígeno (Batzner *et al.* 1999). Sin embargo uno de los mayores problemas que enfrentan es el bajo contenido o la ausencia de oxígeno en la columna de agua y en el sedimento (Tarr *et al.* 2005), para lo cual han desarrollado varias adaptaciones como la presencia de hemoglobina en su hemolinfa (quironómidos y oligoquetos). Otros, simplemente emergen a la superficie del agua para tomar el oxígeno atmosférico (la mayoría de los coleópteros, hemípteros y larvas de dípteros).

De acuerdo a Williams (2006) el parámetro ambiental que determina la presencia de las especies, y principalmente la dinámica poblacional de las mismas, es la pérdida de agua durante el período seco. Para un organismo acuático, la imposición de lo que es una fase terrestre en su hábitat será un obstáculo considerable para completar su ciclo vital. Las especies que habitan humedales a menudo cuentan con adaptaciones que les permiten enfrentar la desecación como un fenómeno multidimensional. Esto es, una adaptación a un sólo factor ambiental no asegura la supervivencia (Alderdice 1972). Los organismos que logran vivir satisfactoriamente en hábitats temporarios pueden resistir una combinación de factores ambientales. Así por ejemplo, cladóceros, efemerópteros, algunos odonatos y culícidos, sobreviven a la desecación en forma de huevos; otros como microcrustáceos y anfípodos persisten en el estado juvenil (por ejemplo, enterrándose en los sedimentos durante la sequía); mientras que algunos odonatos, varios coleópteros y hemípteros sobreviven como adultos alados, debido a su capacidad de dispersión a través del medio aéreo (Neckles 1990, Batzner *et al.* 1999).

Al igual que en otros ambientes acuáticos de Patagonia las comunidades de invertebrados que se desarrollan en los mallines parecen ser muy diversas y presentar una alta proporción de endemismos (Paggi 1999). Para Argentina, se pueden citar estudios ecológicos de invertebrados acuáticos de humedales (Poi de Neiff y Casco 2003, Montalto y Marchese 2005, Zilli *et al.* 2008, entre otros), sin embargo, en Patagonia el énfasis se ha puesto en su conocimiento sistemático (Menu-Marque y

Balseiro 2000, Paggi y Rodrigues Capítulo 2002, Donato *et al.* 2009, Pessacq 2009, Pessacq *et al.* 2011) y no existen prácticamente estudios enfocados a conocer que factores ambientales regulan su distribución en los mallines de la región (Perotti *et al.* 2004, 2005).

1.7.1 El rol de las plantas acuáticas en la estructuración de las comunidades de invertebrados del humedal

Las macrófitas son los mayores productores primarios de los humedales, quienes además, proveen el hábitat para otros grupos taxonómicos, como bacterias epifíticas, comunidades perifíticas, invertebrados y peces (van der Valk 2006). Su presencia modifica el ambiente abiótico tanto físico (penetración de luz, viento y movimiento del agua, características del suelo, etc.) como químico (pH, oxígeno disuelto, disponibilidad de nutrientes, etc.). Además influyen en la hidrología y el régimen de sedimentación de estos ecosistemas, por ejemplo mediante la modificación de las corrientes (Gosselink y Turner 1978). También intervienen en el funcionamiento de los humedales participando de los ciclos biogeoquímicos dado que actúan como nexo entre los sedimentos y la columna de agua.

Las macrófitas representan un conjunto diverso de especies con variadas adaptaciones y tolerancias ecológicas. Éstas incluyen musgos, hepáticas, helechos, coníferas, monocotiledóneas y dicotiledóneas (Cronk y Fennessy 2001) y ciertos rasgos de su ciclo de vida les permiten sobrevivir en suelos saturados o inundados. Los invertebrados acuáticos utilizan a las plantas acuáticas como alimento y como refugio. Algunos, como larvas de curculiónidos (Casco y Poi de Neiff 1998), pueden consumir los tejidos vivos de las macrófitas, no obstante la mayoría ingieren el detrito que se forma durante su decaimiento (van der Valk 2006). Las algas (perifiton), que usualmente crecen sobre plantas acuáticas vasculares, también son consumidas por invertebrados acuáticos (en Patagonia adultos de *Haliplus subseriatus* (Epele y Archangelsky 2012). En cuanto a su función como hábitat estructural, las macrófitas suelen sostener la mayor diversidad y abundancia de invertebrados dentro de los humedales (Batzner *et al.* 1999).

La literatura referida a la relación de los invertebrados de humedales con las macrófitas en áreas templadas del planeta es profusa (Fennessy *et al.* 1998, Melzer

1999, Seilheimer *et al.* 2009, Smith *et al.* 2009). En Argentina en áreas subtropicales y tropicales hay abundantes trabajos realizados (Casco y Poi de Neiff 1998, Poi de Neiff 2003, Poi de Neiff y Neiff 2006, Ezcurra de Drago *et al.* 2007, Fontanarroza *et al.* 2013, Cortelezzi *et al.* 2013). Sin embargo, este tópico se ha investigado muy poco en los mallines de Patagonia (Perotti *et al.* 2004), y se ha puesto más énfasis en estudios de composición florística y formas de vida de la vegetación acuática, por ejemplo en Chile (Ramírez *et al.* 1991, Hauenstein 2006, Clausen *et al.* 2006, Hauenstein *et al.* 2008) y en menor grado en Argentina (Collantes y Faggi 1999, Raffaele 1999).

1.7.2 Invertebrados acuáticos como indicadores de degradación ambiental

En el gradiente latitudinal y longitudinal de la Patagonia, los mallines albergan especies de flora y fauna autóctona, terrestre y acuática, y proveen recursos (por ej. pasturas y agua) que, como se mencionara anteriormente, sustentan una economía regional mayormente basada en la ganadería. Se encuentran asociados a una gran variedad de ecosistemas, desde bosques lluviosos hasta la estepa. Se ha sugerido que estos humedales tienen un funcionamiento complejo debido a su escasa resiliencia (capacidad de retornar a su estado anterior) frente a las fluctuaciones climáticas, disturbios naturales y de manejo (Perotti *et al.* 2005).

Muchas de las especies que dependen de los ecosistemas de humedal, están dentro de los grupos más amenazados de extinción (Ricciardi *et al.* 1998). Según Balcombe *et al.* (2005) dado que los invertebrados juegan un rol vital en el funcionamiento de los humedales, el análisis integral de estas comunidades puede brindar un panorama del estado de conservación del mismo. En este contexto, el uso de indicadores biológicos para la evaluación de las modificaciones en las condiciones del hábitat constituye una herramienta útil en la prevención de pérdida de especies (Summerville *et al.* 2004, Ocon y Rodrigues Capítulo 2012)

Los invertebrados acuáticos se consideran útiles como indicadores biológicos ya que responden de forma consistente y predecible a los disturbios antropogénicos en los sistemas acuáticos y a menudo, son utilizados para evaluar el estado de conservación de los humedales (Cairns y Prall 1993, U.S. EPA 2002a). Desde un punto de vista logístico, son un buen material de estudio ya que son abundantes, fáciles de capturar y diversos (Dodson 2001). A partir de un análisis cualitativo de los ensambles

se puede tener información del grado de polución, aunque el causante o contaminante específico debe ser identificado por métodos fisicoquímicos (Sharma y Rawat 2009).

Las principales ventajas de utilizar a los invertebrados acuáticos para evaluar biológicamente a los humedales son: 1) están ampliamente distribuidos en muchos tipos de humedales (Batzner *et al.* 1999); 2) responden con distinta sensibilidad a muchos tipos de factores de estrés (Barbour *et al.* 1999, Stuijzand *et al.* 2000); 3) completan sus ciclos de vida en el humedal por lo que están expuestos directamente a factores de estrés físicos, químicos y biológicos (Wiggins *et al.* 1980); y 4) son importantes en las redes tróficas de la fauna que reside en los humedales. La principal desventaja que presentan es el tiempo de procesamiento de las muestras (U.S. EPA 2002a).

La complejidad de las comunidades de invertebrados, puede ser estudiada desde perspectivas estructurales o funcionales. Sin embargo, muchos autores han resaltado que los estudios integrados serían los más apropiados para establecer los patrones de biodiversidad y para entender las variaciones de la diversidad específica ((Walker 1992, Rosenfeld 2002, Zilli *et al.* 2008). Mediante métodos multivariados es posible describir y modelar cómo las comunidades biológicas cambian a través de gradientes ambientales determinados por las características físicas y químicas de los humedales, y cuánto de esta variación responde a causas naturales o antropogénicas (King y Richardson 2002, Perotti *et al.* 2005).

A nivel mundial y en los últimos años, se han realizado abundantes estudios en los que se propone la utilización de métricos basados en invertebrados acuáticos para evaluar la calidad ambiental en los humedales. Balcombe *et al.* (2005), realizaron un estudio comparando los ensambles de invertebrados acuáticos en humedales naturales y artificiales en el estado de West Virginia (Estados Unidos) y encontraron que ambos sostuvieron similares elencos de especies, siendo las variaciones microtopográficas y la hidrología los principales determinantes de la estructura de las comunidades de invertebrados. En Estados Unidos Wilcox *et al.* (2002) utilizaron índices de integridad biótica basados en invertebrados acuáticos para determinar la calidad y estatus de los humedales, sin embargo, advierten que éstos deben calibrarse para cada región. Spieles y Mitsch (2000), también encontraron que los invertebrados son una herramienta consistente para evaluar el estatus ecológico de los humedales y

determinar la calidad de agua, sirviendo como complemento de los análisis químicos tradicionales en Ohio (USA). En un trabajo recientemente efectuado en 14 regiones de Canadá y Estados Unidos, Batzer (2013), establece que los principales controladores de los invertebrados acuáticos de humedales son: la hidrología, las plantas, los disturbios antropogénicos y la predación; sin embargo el autor menciona que aún no existe consenso en *cómo* afectan estos factores a las comunidades de invertebrados.

Existen numerosos trabajos sobre este tema en ambientes europeos (Schäfer *et al.* 2006, Bazzanti *et al.* 2009, entre otros). Por ejemplo en Portugal, Gamito y Furtado (2009), postulan que el estudio de la diversidad funcional de la comunidad de invertebrados podría utilizarse para estudiar el estatus ecológico de las aguas poco profundas. La ventaja de este método es que no implica un gran conocimiento taxonómico, y su implementación requiere sólo de la identificación de las especies más abundantes. Sin embargo, recomiendan su utilización en conjunto con otros métricos (ej. diversidad de especies e índices multimétricos). Cañedo-Argüelles *et al.* (2012) desarrollaron para España un índice basado en la familia Chironomidae, el mismo respondió significativamente a las causas de la eutrofización (incremento de nutrientes) y a sus síntomas (disminución del pH y la transparencia). Para el mismo país Gascón *et al.* (2009) evaluaron los efectos de las condiciones ambientales de 91 humedales; utilizando métricos basados en la biodiversidad de las comunidades de crustáceos e insectos, y determinaron que la conductividad fue el factor ambiental con mayor valor predictivo.

Dada la relevancia mundial de los humedales este tipo de estudios también comenzaron a ser desarrollados en África (Bowd *et al.* 2006, Getachew *et al.* 2012), Asia (Külköylüoğlu 2004, Phaphong y Sangpradub 2012) y Oceanía (Crowns *et al.* 1992, Davis *et al.* 2006). Sharma y Rawat (2009) estudiaron durante un año cuatro sectores en un humedal de la India (Himalaya Central). Estos autores registraron correlaciones positivas entre la densidad de invertebrados y el oxígeno disuelto, el que mostró mayores concentraciones en sitios con más cantidad de macrófitas y más transparencia del agua. A su vez, el aumento de la turbidez y del total de sólidos disueltos produjo una disminución significativa de la densidad de invertebrados.

En América del Sur, Villagrán-Mella *et al.* (2006) trabajaron en Chile y recomendaron la utilización de invertebrados acuáticos de humedales cómo

indicadores de degradación en sitios urbanos. Por otra parte, y al igual que en otros estudios (por ejemplo, Spieles y Mitsch 2000, Nelson *et al.* 2000) el mejor predictor de la estructura del ensamble de invertebrados acuáticos resultó ser el oxígeno disuelto. Los autores sugieren que, ciertas especies de hemípteros (*Belostoma* sp. y *Ectemnostega* sp.), coleópteros (*Hidroporini* sp., *Hydrochus* sp., *Gymnochthebius* sp.), dípteros (*Chironomidae* sp.) y tricópteros (*Verger* sp.) acuáticos pueden ser considerados taxa potencialmente utilizables como indicadores de las condiciones del hábitat en dichos humedales.

En la región Patagónica los estudios de esta naturaleza han sido frecuentemente implementados en ambientes lóticos cordilleranos (Miserendino y Pizzolón 1999, Miserendino 2007, Miserendino *et al.* 2008). Sin embargo, el conocimiento biológico y ecológico de los invertebrados de mallines de la Patagonia es escaso. Con excepción de ciertos relevamientos en áreas puntuales (Mercado 2004, Perotti *et al.* 2004, Perotti *et al.* 2005), no se han empleado las comunidades de invertebrados para evaluar los disturbios en los mallines patagónicos.

1.8 Disturbios naturales y antrópicos en humedales patagónicos

Un disturbio puede definirse como “cualquier evento relativamente discreto en el tiempo que altera la estructura del ecosistema, la comunidad o la población, modificando los recursos, la disponibilidad de sustrato o del ambiente físico, incluyendo las perturbaciones naturales o inducidas por el hombre” (White y Pickett 1985). De acuerdo a estos autores los disturbios brindan oportunidades para la regeneración de los ecosistemas lo que es importante en el mantenimiento de la biota regional, incluyendo la de los humedales (Main 1993, Middleton 1999). Los sistemas que dependen de disturbios tienden a declinar en crecimiento y productividad, si no experimentan disturbios cíclicos que los afecten (Junk *et al.* 1989). Los efectos específicos de un disturbio varían ampliamente (ej. incendio vs. viento) y pueden distinguirse cuantitativamente por su severidad (descrita por la frecuencia, duración e intensidad) y el intervalo de retorno en un paisaje regional particular (White y Pickett 1985).

En los humedales, los disturbios naturales que provocan cambios en las comunidades o las mantienen en estados de sucesión tempranos incluyen: las

alteraciones hidrológicas alogénicas, los eventos climáticos severos y el fuego (Middleton 1999). Los animales herbívoros, en particular, también pueden causar perturbaciones (Cronk y Fennessy 2001). Sin embargo, cada vez con más frecuencia, son los seres humanos los agentes que más influyen en la alteración de los humedales. Según Middleton (1999) los disturbios antropogénicos afectan de diferentes maneras a los humedales, ya que amenazan su estabilidad o la habilidad del sistema de resistir los cambios y volver a su condición preexistente (“resiliencia”).

Los cambios en el uso de la tierra, en la concentración de CO₂ atmosférico, los depósitos de N, la lluvia ácida, el clima y los intercambios bióticos son los determinantes más importantes de la biodiversidad a escala global (Sala *et al.* 2000). Las predicciones para la próxima centuria indicarían que el uso de la tierra y la introducción de especies exóticas se mantendrán como los factores de origen antropogénico con mayor efecto sobre la biodiversidad y el funcionamiento de los ambientes acuáticos (Brönmark y Hansson 2002, Heino 2009, Strayer y Dudgeon 2010). En ese sentido, la evolución del uso de los mallines en la Patagonia muestra una tendencia similar (Perotti *et al.* 2005).

El fenómeno de la desertificación es uno de los principales problemas medioambientales que afecta los biomas de la Patagonia (del Valle *et al.* 1998). Éste se define como: la degradación de la tierra en zonas áridas, semiáridas y subhúmedas, como resultado de varios factores entre los que se incluyen las variaciones climáticas y las actividades humanas (UNCCD 2012). Es un fenómeno complejo que involucra procesos de deterioro del ambiente como ser: la erosión del suelo, la modificación de la estructura de la vegetación, la disminución de la productividad biológica del ecosistema y la extinción local de especies. En este contexto, los mallines cobran singular importancia (Ciari 2009) pues pueden producir de 10 a 20 veces más forraje que el área circundante (Bonvissuto y Somlo 1998), constituyendo un importante recurso alimenticio para el ganado y la fauna silvestre (contribuyen con el 30-40 % de la oferta forrajera de esta región) (Gaitán *et al.* 2011). Particularmente en la provincia de Chubut, resultan muy importantes como fuentes de agua, ya que el resto de los ecosistemas patagónicos extra andinos se encuentran dentro de la categoría de desiertos o semidesiertos (Ceg-proinsa 1995).

La acción de pastoreo del ganado puede impactar directa e indirectamente en los humedales. Los impactos directos incluyen la herbivoría de la vegetación acuática, el ingreso de nutrientes vía orina y deposiciones fecales y el incremento de los procesos de sedimentación y la compactación del suelo por pisoteo (Coffin y Lauenroth 1988, Archer y Smeins 1991, Collins *et al.* 1998). Esta reducción de la cobertura vegetal aumenta la evaporación, disminuye la capacidad de retención del suelo y lo expone a la erosión eólica. Las consecuencias ya demostradas de este proceso, son la salinización y extinción de los mallines con la subsiguiente pérdida de la biodiversidad (dado que ciertas especies no pueden adaptarse a las nuevas condiciones) (Steinman *et al.* 2003, Perotti *et al.* 2005). Asimismo los impactos indirectos incluyen cambios en la composición de macrófitas y algas inducidos por el aumento de nutrientes y la herbivoría selectiva, estas modificaciones pueden afectar los niveles tróficos superiores que utilizan las plantas como hábitat, refugio y alimento (Rader y Richardson 1994, Rader 1994, Rader *et al.* 2001, Steinman *et al.* 2003).

Como hemos visto los mallines en la Patagonia han permitido sostener la actividad ganadera y la tendencia se ha incrementado en los últimos años. Sin embargo varios investigadores alertan sobre la necesidad de evaluar los efectos del uso de la tierra en los mallines de las zonas áridas y semiáridas de Patagonia frente al escenario de cambio climático (Paruelo *et al.* 1998, Sala *et al.* 2000). Este conocimiento permitiría poner en marcha acciones precisas de conservación de los ecosistemas afectados. Actualmente, y a través de instituciones como INTA, el manejo propuesto en el área implica asignar una carga ganadera a cada ambiente en función de su fisonomía (humedad, salinidad, tipo y cobertura de la vegetación presente, características edáficas, etc.) y su producción de forraje (en Kg MS/ha/año) (Siffredi *et al.* 2005, 2007). Sin embargo, y dada la vital importancia que tienen los humedales en la Patagonia, es necesario conocer si estos valores de receptividad ganadera están produciendo modificaciones ecológicas en dichos ambientes. Esto es, en qué medida están cambiando las condiciones físicas, químicas y biológicas de los humedales y cuántos de estos cambios son reversibles mediante la aplicación de pautas de manejo y mitigación.

2. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS



2.1 HIPÓTESIS DE TRABAJO

- ⇒ El uso ganadero de los mallines patagónicos modifica la calidad del agua.
- ⇒ La riqueza taxonómica y la diversidad de las comunidades de invertebrados acuáticos de mallines cambia en función de la intensidad del uso ganadero.
- ⇒ Existen diferencias en los ensambles de invertebrados acuáticos entre las fases de conexión y de aislamiento hidrológico.
- ⇒ La utilización de métricos como la riqueza taxonómica, tolerancia, grupos funcionales, composición y enumeración de las comunidades de invertebrados acuáticos, permite evaluar las condiciones ecológicas de los mallines patagónicos independientemente de su condición hidrológica.

2.2 OBJETIVOS

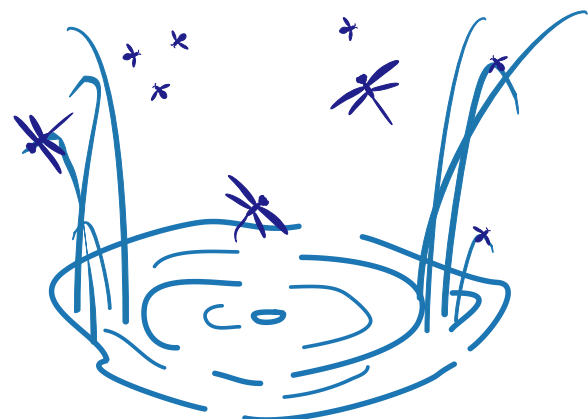
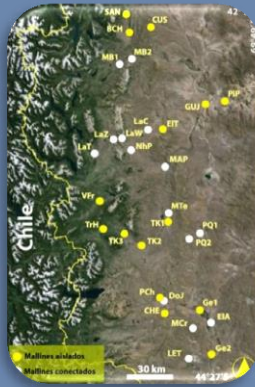
Objetivos generales:

- Evaluar las respuestas de las comunidades de invertebrados acuáticos a los disturbios en 30 mallines de Patagonia con diferentes niveles de antropización y detectar qué organismos o grupos de organismos pueden ser considerados como indicadores de degradación ambiental.
- Analizar a través de una secuencia estacional (con frecuencia de muestreo mensual) la variación estructural y funcional de las comunidades de invertebrados acuáticos en un mallín de estepa con relación a los factores ambientales y al uso ganadero.

Objetivos específicos:

- * Describir las características físicas, químicas y biológicas de 30 mallines de Patagonia de acuerdo a su conectividad, permanencia e intensidad de disturbio por pastoreo.
- * Evaluar las respuestas de las poblaciones/comunidades de invertebrados de mallines patagónicos a los factores ambientales tanto abióticos como bióticos.
- * Analizar la estructura de los grupos funcionales de invertebrados de cada mallín y examinar la misma según el grado de disturbio.
- * Identificar métricos, basados en las comunidades de invertebrados acuáticos, que resulten adecuados para evaluar las condiciones ecológicas de los mallines bajo estudio.
- * Generar información de base que pueda ser utilizada tanto para acciones de conservación como de manejo y mitigación de la degradación de los mallines en Patagonia.

3. ÁREA DE ESTUDIO



3. ÁREA DE ESTUDIO

3.1 Ubicación geográfica

La región patagónica presenta una superficie estimada en 770.000 km², extendiéndose desde los 36° a los 55° S (Soriano 1983). Los mallines, ríos y arroyos bajo estudio están ubicados en el NO de la provincia de Chubut, abarcando el área comprendida entre los paralelos 42°02' y 44°22' S y los meridianos 70°13' y 71°31' O (28.600 km²) (Fig. 3-1).

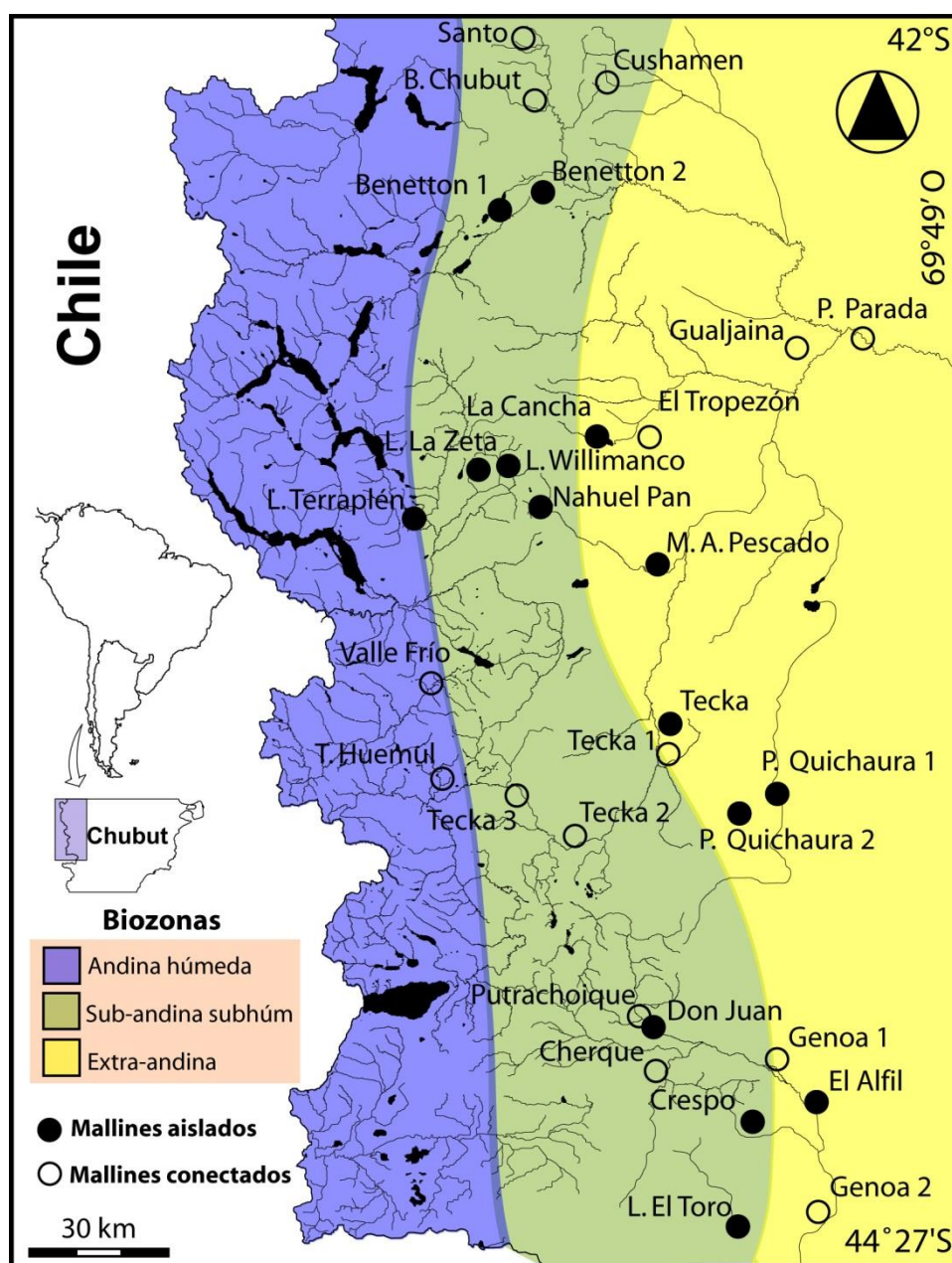


Figura 3-1. Mapa hidrográfico con la delimitación de las biozonas en la zona de muestreo (del Valle 1998). Sitios muestreados durante diciembre de 2006 y diciembre de 2007. Círculos oscuros: mallines aislados, círculos claros: mallines conectados.

3.2 Clima

El clima patagónico está dominado por las masas de aire provenientes del Océano Pacífico y por los fuertes vientos del oeste (westerlies). El desplazamiento estacional de los centros de alta y baja presión sobre el Pacífico y las corrientes oceánicas costeras con dirección ecuatorial determinan los patrones estacionales de la precipitación (Paruelo *et al.* 1998). En invierno, la alta intensidad de la zona de baja presión polar y el desplazamiento hacia el norte del anticiclón del Pacífico producen un aumento de las precipitaciones invernales sobre la región. Casi la mitad de las precipitaciones ocurren en los meses más fríos del año, esto genera un fuerte déficit hídrico estival (Paruelo *et al.* 2000). La relación evapotranspiración potencial/precipitación anual media revela que más del 55% de la Patagonia es árida o hiperárida y sólo un 9% es subhúmeda (Paruelo *et al.* 1998). Las temperaturas medias anuales en el área varían entre 3 y 12°C, sin embargo los fuertes vientos del oeste modifican sensiblemente la sensación térmica, y la reducen en promedio 4,2°C. Este efecto es más marcado en verano (Coronato 1993), y genera veranos templados o aun fríos, una característica distintiva del clima patagónico (Paruelo *et al.* 2005).

La Cordillera de los Andes, actúa como barrera para las masas de aire húmedo provenientes del océano, éstas descargan su humedad en las laderas occidentales de los Andes y, al descender en la vertiente oriental, se calientan y se secan (calentamiento adiabático). Esto determina un fuerte gradiente de precipitaciones que decrece exponencialmente de oeste a este.

3.3 Biozonas y tipos de mallines

El gradiente pluviométrico oeste-este ha resultado en dos provincias fitogeográficas: el Bosque Subantártico y la Estepa Patagónica (Tell *et al.* 1997). En el mismo sentido se reconocen en la región de estudio, tres biozonas, entendiéndose por ello unidades o áreas homogéneas en términos de características climáticas, fitofisionómicas y geomorfológicas. Ellas son: 1) Andina húmeda, 2) Sub-andina subhúmeda y 3) Extra-andina (semiárida y árida) (del Valle *et al.* 1998). (Fig. 3-1).

Las biozonas Andina y Sub-andina, exhiben un gradiente de precipitación que decrece fuertemente de oeste a este (3000-600 mm año⁻¹) y una temperatura media anual de 6°C. Las precipitaciones permiten la presencia del bosque subantártico de

árboles de hoja perenne (*Austrocedrus chilensis*, *Nothofagus dombeyi* y *Maytenus boaria*) y caducifolios (*N. pumilio*, *N. antarctica*). Los estratos arbustivo y herbáceo se caracterizan por la presencia de *Chusquea culeou*, *Berberis microphylla*, *Lomatia hirsuta*, *Schinus patagonicus*, *Diostea juncea*, *Fuchsia magellanica*, *Alstroemeria aurea*, *Mutisia spinosa* y *M. decurrens*. Las cuencas de los ríos Futaleufú y Carrenleufú se ubican en estas biozonas. Las condiciones propicias para el desarrollo de los mallines en ellas se dan: en los pisos de valles, artesas y depresiones intermorénicas, con topografía favorable a la acumulación del agua, y en las laderas donde existen vertientes (Mazzoni y Vázquez 2004). El aspecto fisiográfico de los mallines varía según su posición en el paisaje (por ejemplo, los que ocupan zonas bajas suelen tener superficie amplia y relieve cóncavo). Las planicies de origen glaciario, principalmente las glacialacustres, constituyen el grupo de geoformas más apropiadas para la formación de los mallines en ambas biozonas, ya que poseen topografía plana y se encuentran constituidas por sedimentos finos con alta capacidad para la retención de agua (Fig. 3-2).



Figura 3-2. Mallín ubicado en una planicie de origen glaciario (Laguna Terraplén-diciembre 2008). Biozona Andina Húmeda. Diciembre de 2008.

La biozona Extra-andina se caracteriza por un gradiente de precipitación oeste-este ($500-100 \text{ mm a}^{-1}$) y una temperatura media anual de $8,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$. A través de este gradiente se encuentra el bosque subantártico, continúa la estepa de pastizales, que da paso a la estepa de arbustos y pastos, y finalmente al desierto. La vegetación es xerofítica y está representada por especies arbustivas y herbáceas, siendo *Mulinum spinosum*, *Pseudostipa speciosa*, *Pseudostipa humilis*, *Poa ligularis*, *Nassauvia glomerulosa*, *Chuquiraga avellanadae* y *Azorella monantha* las más comunes. Las subcuencas Tecka-Gualjaina, Languiñeo-Pampa de Agnia-Paso de Indios, Apeleg-Genoa y

Chubut Apeleg-Genoa pertenecen a esta biozona (Coronato y del Valle 1988). La capacidad para la génesis de mallines que brinda esta biozona es variable, conforme el tipo de ambiente que se trate. Así, en la meseta esta capacidad es de media a nula, mientras que en el ambiente de valles fluvio-glaciales (ambientes conectados) es alta. En las mesetas sedimentarias sólo se presentan en el fondo de cañadones (líneas de drenaje intermitentes) y asociados a las numerosas depresiones presentes en su superficie (Fig. 3-3, A). En ambos casos el aporte de agua no es constante. La evaporación, intensa en época estival (potenciada por la acción del viento) favorece condiciones de halomorfismo, que producen cambios estructurales y florísticos en los mallines. Por otra parte, en el ambiente de valles fluvio-glaciales, los mallines ocupan las porciones más bajas del valle, cubriendo casi en su totalidad las planicies de inundación (Fig. 3-3, B). Debido a que la granulometría de los depósitos fluviales es variable de un sector a otro de los valles, los mallines presentes en estos ambientes muestran cambios intrínsecos importantes, tanto en sus características edáficas e hidrológicas como en la composición florística (Mazzoni y Vázquez 2004).



Figura 3-3. Mallines desarrollados en la biozona Extra-andina. A) Mallín ubicado en una planicie de inundación (Tecka 1; 2007). B) Mallín localizado en una meseta sedimentaria (El Tropezón; 2007).

3.4 Suelos

Los detritos glaciales y los materiales volcánicos son los materiales parentales más importantes de los suelos patagónicos. En las porciones occidentales más húmedas y frías pueden desarrollarse suelos mólicos, es decir, un horizonte superficial oscuro con moderado a alto contenido de materia orgánica y un espesor superior a los 25 cm.

Hacia el este y con el aumento de la aridez, los Aridisoles y los Entisoles dominan el paisaje. Éstos suelen presentar una gruesa capa calcárea cementada de entre 40 y 50 cm de profundidad (del Valle 1998, Paruelo *et al.* 2005). Los suelos de los mallines han evolucionado a partir de la superposición de sedimentos glaciales, aluviales y volcánicos con un bajo desarrollo pedogenético, existiendo más de un ciclo sedimentario caracterizado por discontinuidades litológicas. Generalmente son muy variables, ya que alternan sectores con suelos orgánicos (de textura arenosa a franco arenosa y abundante material vegetal, preferentemente raíces, en distintos grados de descomposición), con otros de horizontes minerales, de materiales finos (franco limoso y arcilloso franco). Esto revela la naturaleza aluvial de los sitios, los que tienen alto nivel de sodio intercambiable, con problemas de encostramiento y compactación superficial (Luque 1997).

3.5 Mallines y uso de la tierra en Patagonia

En Patagonia el proceso de colonización es relativamente reciente, sin embargo, el hombre ya ha inducido cambios significativos desde la llegada de los primeros colonos (entre 1880 y 1920). Las principales actividades económicas en la Patagonia continental son la ganadería ovina y la explotación petrolera (Consejo Federal de inversiones 2012). Ambas actividades pueden producir cambios en la vegetación y en los suelos. La primera consiste en el pastoreo selectivo de animales confinados por un alambrado que los obliga a consumir siempre las mismas especies (las preferidas), hasta provocar la muerte de las plantas individuales. Actualmente el pastoreo en la Patagonia se ha generalizado a tal punto que, a la fecha no se conocen áreas remanentes no pastoreadas.

El panorama histórico de la evolución de la ganadería muestra que las existencias ganaderas de la región patagónica disminuyeron desde un máximo de 29 millones de unidades ganaderas ovinas (UGO: 1 UGO equivale a un capón de 40 kg de peso corporal que consume 0,82 kg de materia seca por día) (Elissalde *et al.* 2002) en 1952 a un valor relativamente estable de 16,5 millones a partir de 1996 (INDEC 2002). Esta caída del stock ganadero no se debió a decisiones voluntarias de los productores sino a disminuciones espontáneas en las tasas de natalidad y a aumentos en las tasas de mortalidad (Texeira y Paruelo 2006).

3.6 Selección de sitios

Para una adecuada selección de sitios se tuvo en cuenta el protocolo propuesto por la U.S. EPA (2002a y 2002b) de manera que el muestreo garantizara, (1) minimizar la variación causada por los cambios estacionales de la composición de las comunidades; (2) proporcionar suficiente diferenciación de las comunidades en un gradiente de disturbio, y (3) que fuera posible desde el punto de vista logístico (accesos, repetitividad, etc.). En este sentido, el verano en la Patagonia es un período apropiado para estudiar tanto la composición de las plantas acuáticas (fenología, presencia de flores, etc.) como la de las comunidades de invertebrados (estadios maduros, etc.). Asimismo es la época del año en la que los mallines presentan suficiente disponibilidad de agua, y debido al manejo del ganado, exhiben una mayor presión de pastoreo. En la época estival, el ganado es colocado en las zonas de mallines que tienen una mejor oferta de forraje, y para el final de la temporada (período seco) el rodeo se traslada a otras parcelas. En la selección también se tuvo en cuenta la inclusión de mallines localizados en tres biozonas diferentes de la Provincia del Chubut.

En primera instancia se definieron los sitios sobre la base de una imagen LandSat 7 del año 2003 (Fig. 3-4) (cedida por Recursos Naturales-INTA Esquel). También se consideraron diferentes intensidades del uso de los mallines, las que se definieron por la presión de pastoreo por parte del ganado (ovino, bovino y equino). Para ello se obtuvo información de cada sitio en distintas administraciones gubernamentales (SubSB-Subsecretaría de Bosques y INTA-Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria), relacionada con el uso de la tierra, el tipo de ganado y la densidad por cuadro de campo. En principio se seleccionaron 40 sitios potenciales y finalmente se eligieron 30 en base a su accesibilidad y características en el uso de la tierra. Estos se clasificaron, siguiendo los conceptos del trabajo de Movia (1984) en mallines de: 1) llano aluvial y cauces fluviales; 2) cubetas o grandes depresiones someras de origen glacial, fluvio-glacial o lacustre (mallín típico); 3) en rosario o de valles pequeños; 4) ladera, mallines colgados, ojos de agua y vertientes; y 5) altura (Tabla 3-1). En base a la dinámica hidrológica los mallines se clasificaron en: temporarios y permanentes (Williams 2006). En el terreno, los sitios se localizaron con un geoposicionador satelital Garmin Etrex H.

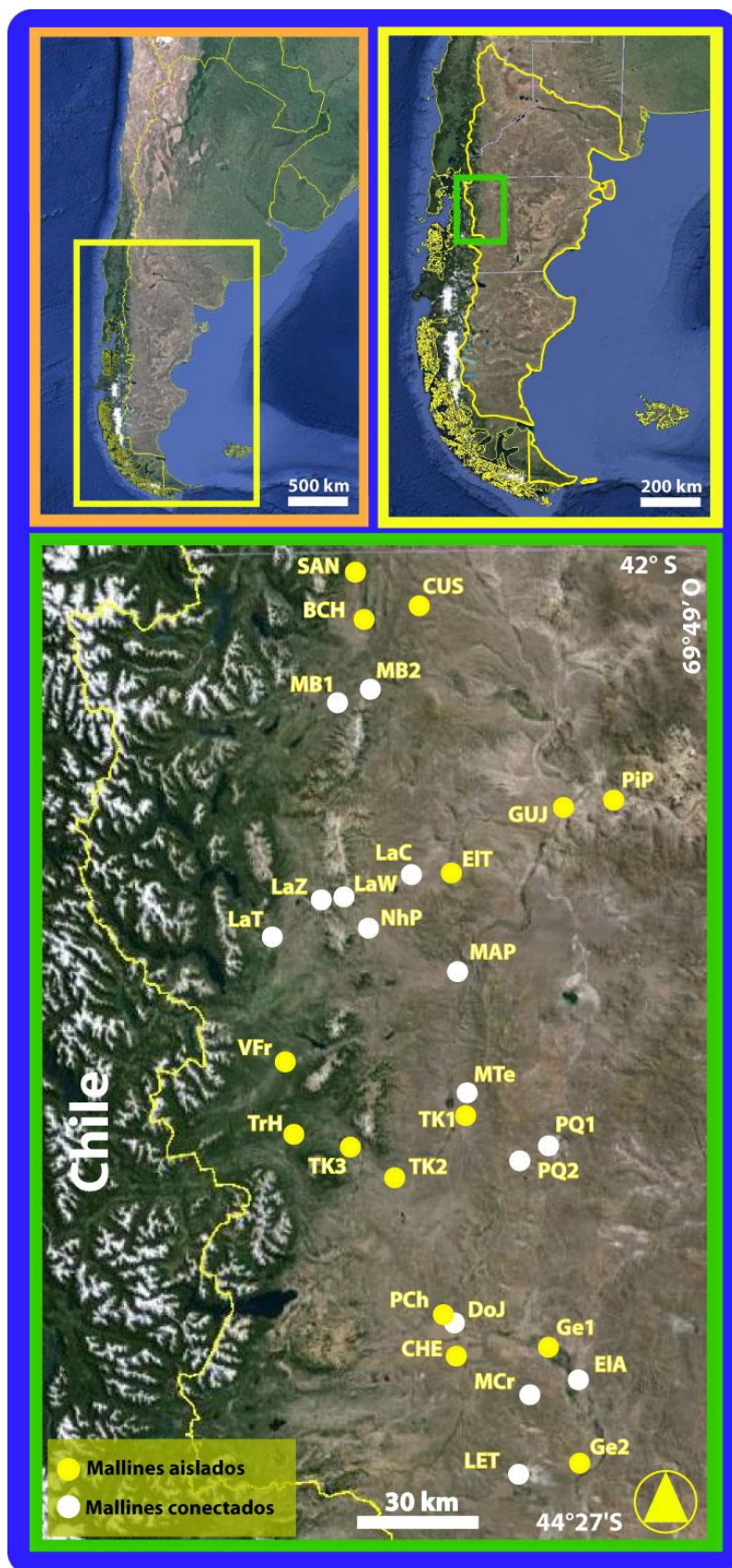


Figura 3-4. Localización del área de estudio, dónde se indican los sitios muestreados en una imagen satelital del Google Earth 2013. Las referencias de los sitios se consignan en la tabla 3-1.

Tabla 3-1. Datos de los 30 sitios de muestreo, nombre asignado, código, latitud, longitud, altitud en metros sobre el nivel del mar, conectividad e hidroperíodo y clasificación según Movia (1984). * Este mallín fue visitado mensualmente durante un año.

Nombre	Código	Latitud	Longitud	Altitud (m.s.n.m.)	Conectividad e hidroperíodo	Clasf. de Movia (1984)	Nivel de presión de pastoreo
Santo	SAN	42° 02' 14,0"	71° 12' 20,7"	718	C/T	1	M
Cushamen	CUS	42° 07' 37,9"	70° 57' 27,5"	848	C/T	1	M
Brazito Chubut	BCH	42° 10' 12,3"	71° 10' 12,9"	671	C/T	1	B
Benetton (2)	MB2	42° 21' 43,3"	71° 08' 59,8"	727	A/T	2	M
Benetton (1)	MB1	42° 23' 39,6"	71° 16' 04,6"	636	A/P	2	B
Piedra Parada	PiP	42° 38' 09,0"	70° 13' 55,6"	448	C/T	1	A
Gualjaina	GUJ	42° 39' 10,0"	70° 25' 43,7"	473	C/T	1	A
La Cancha	LaC	42° 47' 38,6"	71° 00' 32,8"	808	A/T	2	A
El Tropezón	EIT	42° 47' 44,7"	70° 51' 08,6"	781	C/T	3	A
Laguna La Zeta	LaZ	42° 53' 06,9"	71° 20' 22,1"	586	A/T	2	B
Laguna Willimanco	LaW	42° 53' 16,5"	71° 15' 48,5"	704	A/T	2	M
Nahuel Pan	NhP	42° 57' 41,3"	71° 11' 00,3"	752	A/T	2	M
Laguna Terraplén	LaT	42° 59' 41,6"	71° 31' 25,4"	603	A/P	2	M
Arroyo Pescado	MAP	43° 03' 59,4"	70° 49' 26,8"	594	A/P	4	M
Valle Frío	VFr	43° 18' 22,6"	71° 26' 15,3"	696	C/P	1	B
Tecka	MTe	43° 24' 43,0"	70° 52' 49,3"	656	A/T	2	M
Tecka 1	TK1	43° 27' 36,6"	70° 51' 27,5"	658	C/T	1	M
Tributario Huemul	TrH	43° 30' 18,2"	71° 25' 03,0"	652	C/T	1	B
Pocitos de Quichaura (1)	PQ1	43° 31' 06,4"	70° 28' 26,7"	730	A/T	4	M
Tecka 3	TK3	43° 31' 35,9"	71° 12' 17,2"	800	C/P	1	B
Pocitos de Quichaura (2)	PQ2	43° 33' 46,2"	70° 35' 12,9"	918	A/P	2	M
Tecka 2	TK2	43° 36' 41,4"	71° 02' 03,4"	722	C/P	1	B
Putrachoique	PCh	43° 58' 38,4"	70° 51' 16,8"	791	C/P	1	M
Don Juan	DoJ	43° 59' 17,7"	70° 50' 18,2"	772	A/T	1	A
Genoa 1	Ge1	44° 03' 37,1"	70° 28' 55,7"	683	C/P	1	M
Cherque	CHE	44° 04' 49,8"	70° 49' 23,2"	772	C/T	1	M
El Alfil	EIA	44° 08' 22,1"	70° 22' 56,4"	675	A/T	4	A
Crespo*	MCr	44° 10' 49,3"	70° 33' 02,9"	825	A/T	3	B
Genoa 2	Ge2	44° 21' 02,3"	70° 22' 08,4"	632	C/T	1	M
Laguna El Toro	LET	44° 22' 37,4"	70° 35' 17,5"	605	A/P	2	A

C: conectado; A: aislado; T: temporario; P: permanente; 1: llano aluvial y cauces fluviales; 2: cubetas o grandes depresiones someras de origen glacial, fluvio-glacial o lacustre; 3: en rosario o de valles pequeños; 4: ladera, mallines colgados, ojos de agua y vertientes; MB: muy bajo; B: bajo; M: medio; A: alto.

El área de muestreo en cada sitio se acotó a la denominada “zona central” de los mallines (Fig. 3-5). A veces no concuerda con el centro geométrico del mallín, pero coincide con el sitio en que aflora el agua y con sus adyacencias. Esta zona es realmente un pantano que en muchos casos permanece como tal durante todo el año. La vegetación que la cubre está compuesta por hidrófitas, en general de pobre valor forrajero. Los ovinos no la pastorean y los bovinos y equinos lo hacen, pero con poca frecuencia (el ganado pastorea la “zona intermedia”). Sin embargo, todo el ganado utiliza la zona central inundada como bebedero.

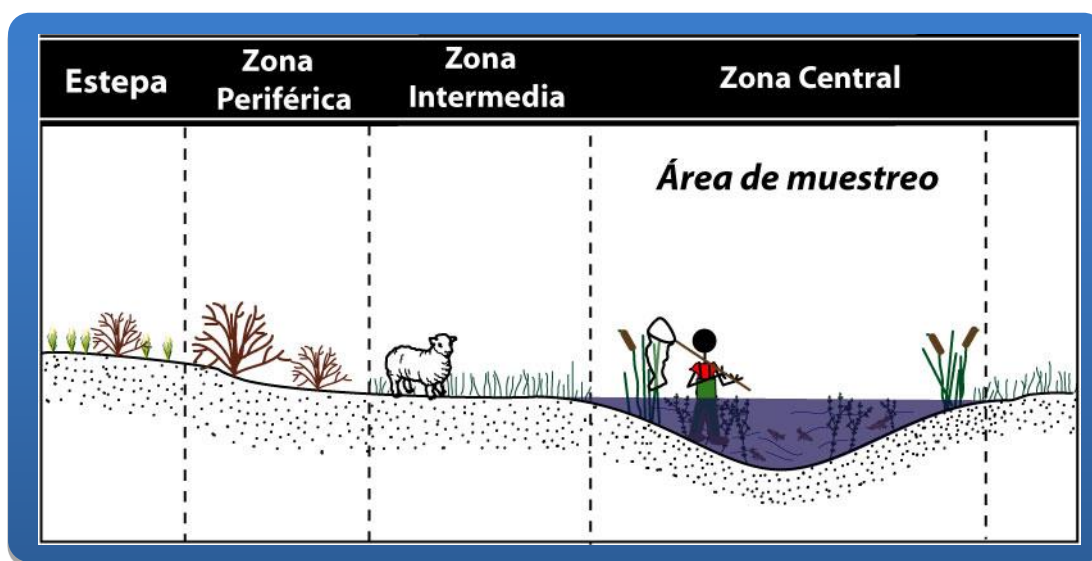


Figura 3-5. Corte transversal de un mallín típico de estepa, donde se esquematizan sus tres zonas. El área de muestreo corresponde a la zona central.

3.6.1 Selección de mallines para el análisis espacial

Para evaluar las respuestas de las poblaciones/comunidades de invertebrados acuáticos de mallines a los factores abióticos y bióticos se muestreó en los 30 mallines seleccionados. Los sitios fueron muestreados una vez durante el verano: 15 se muestrearon durante diciembre del 2006 (aislados de cuerpos de agua lóticos) (Fig. 3-6); los restantes 15 durante diciembre del 2007 (conectados a cuerpos de agua lóticos) (Fig. 3-7). El estudio se llevó a cabo bajo condiciones ambientales estables, evitando tormentas o eventos de crecidas extremadamente altos. Un examen posterior de las condiciones climáticas, utilizando la información de las estaciones meteorológicas del INTA (precipitaciones, temperatura del aire y el viento), reveló que los dos períodos de muestreo fueron comparables (INTA 2007).



Figura 3-6. Fotografías de los 15 mallines aislados seleccionados para el análisis espacial (diciembre de 2006). El color del borde de las fotografías indica los niveles de pastoreo del ganado. Verde: bajo; naranja: medio; rojo: alto.



Figura 3-7. Fotografías de los 15 sitios en mallines conectados a los ríos (15) seleccionados para el análisis espacial (diciembre de 2007). El color del borde de las fotografías indica los niveles de pastoreo del ganado. Verde: bajo; naranja: medio; rojo: alto.

3.6.2 Selección de un mallín para el análisis temporal

Se realizaron visitas mensuales al sitio Mallín Crespo con el objeto de analizar estacionalmente la variación de las comunidades de invertebrados y su relación con los factores ambientales y el manejo ganadero. Durante un año (mayo 2008-abril 2009) se realizaron muestreos en tres charcas temporarias (P1, P2 y P3) (Fig. 3-8).

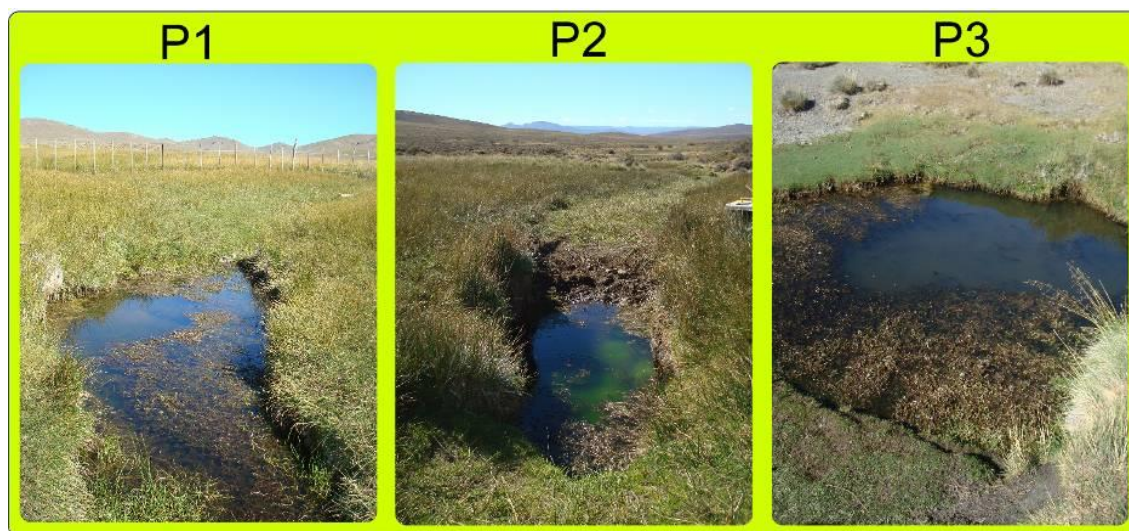


Figura 3-8. Fotografías de las tres charcas temporarias del mallín Crespo, muestreadas mensualmente durante un año (mayo 2008-abril 2009).

El sitio de estudio corresponde a una microcuenca de 1.284 ha, ubicada en la porción más elevada de una subcuenca de alrededor de 5.000 ha de superficie, la cual vierte sus aguas al centro oeste del mallín Genoa (el más grande de la región patagónica) (Ciari 2009). Se ubica entre 44° 10' y 44° 12' S y 70° 36' y 70° 27' O. La microcuenca se halla claramente delimitada por las divisorias de aguas cuya mayor altitud corresponde al cerro Alto del Crespo con 1.294 m.s.n.m. El registro de altitud inferior es de 816 m.s.n.m. (SRTM), por lo que existe un desnivel máximo de 478 m. Las charcas se encuentran a una altura de 825 m.s.n.m. Este mallín es un sitio extremadamente ventoso, con vientos predominantes del Noroeste y valores históricos máximos que superan los 135 km.h⁻¹.

De acuerdo a la clasificación de Williams (2006) (Fig. 1-3), el Mallín Crespo es un cuerpo de agua temporario del tipo “intermitente” (se seca por lo menos una vez en un período de 10 años). Durante el año de muestreo la napa freática del mallín se mantuvo cercana a la superficie (incluso durante el período seco), por lo que las

charcas tuvieron agua todo el tiempo, experimentando un período de conexión superficial (unidas por un pequeño arroyo) y otro de aislamiento (Fig. 3-9).

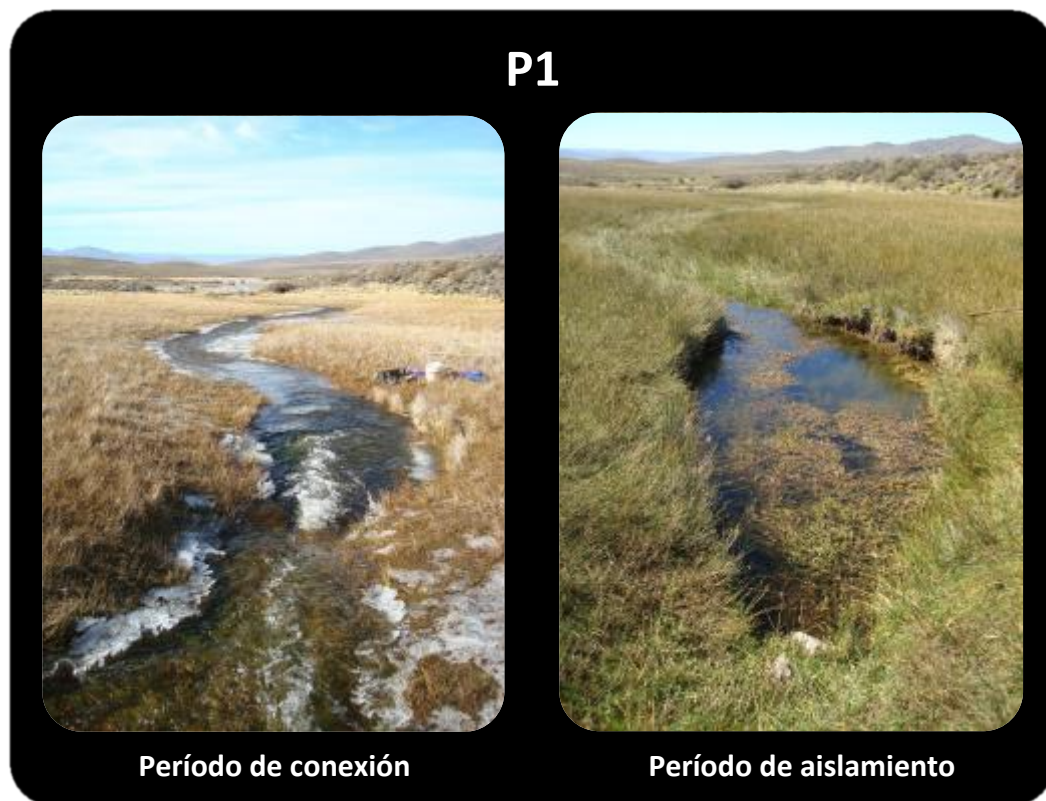


Figura 3-9. Fotografías que ilustran las fases hidrológicas de las charcas del mallín Crespo. Izquierda: período de conexión (junio 2008); derecha: período aislamiento (enero 2009).

El invierno del año 2009 fue muy seco y esa tendencia se mantuvo los años siguientes. Actualmente las charcas temporarias se encuentran secas. En cuanto al uso del mallín, entre noviembre de 2008 y enero de 2009, se colocaron 1760 ovejas (1100 adultos y 660 corderos). Este mallín fue seleccionado por ser representativo en cuanto al manejo ganadero y a sus condiciones ambientales (Fig. 3-10).

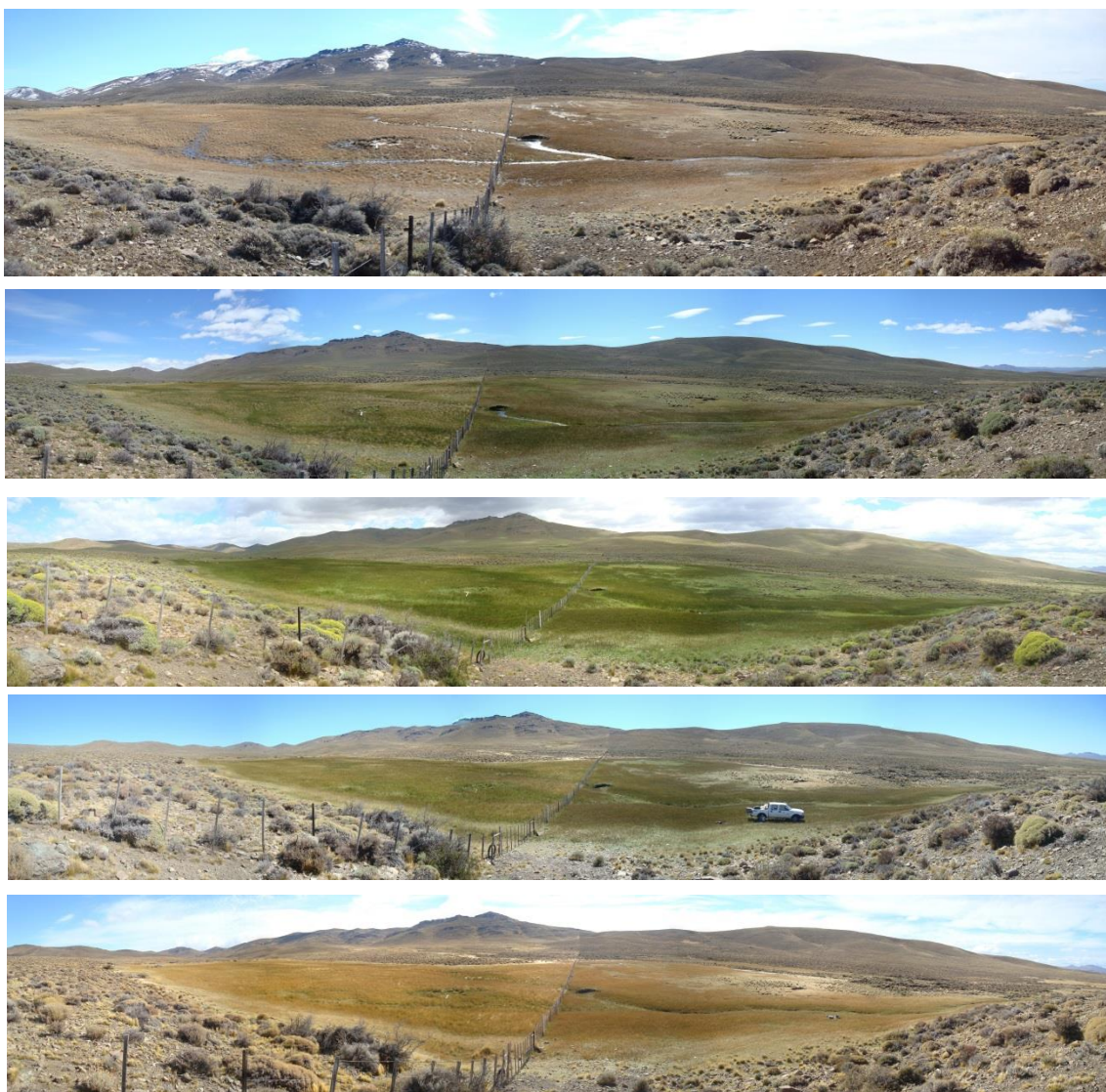
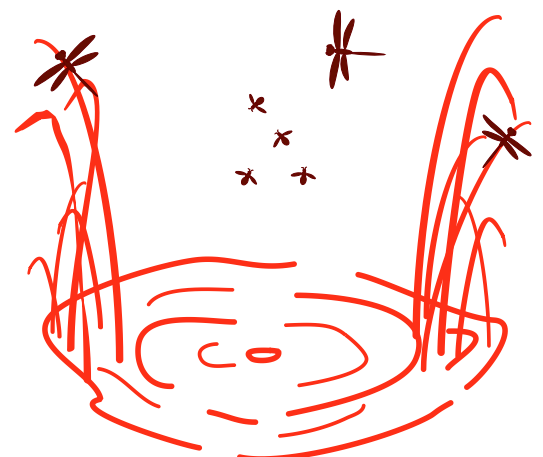


Figura 3-10. Fotografías panorámicas del mallín Crespo. Se ubican cronológicamente de arriba hacia abajo: agosto (2008), octubre (2008), diciembre (2008), febrero (2009) y abril (2009).

4. MATERIALES Y MÉTODOS



4. MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 Caracterización ambiental

El área y el nivel de conexión hidrológica de los mallines se obtuvo a partir de imágenes satelitales LandSat 7 images RGB 123 (2003, resolución 30 x 30 m). La precipitación media anual de cada mallín se estimó utilizando el modelo de regresión de Jobbágy *et al.* (1995). Este modelo fue elaborado para el sector del NO de Chubut y permite estimar la precipitación media anual y estacional, además del coeficiente de variación interanual a partir de la distancia oeste-este a la cordillera de los Andes (la distancia a la cordillera se estimó utilizando el programa Google Earth). Para cada sitio de muestreo se registraron en planilla de campo el ancho y largo (m) (con cinta métrica), la profundidad media (m) (5 registros de profundidad con varilla graduada al cm) y en los ríos y arroyos se estimó la velocidad de la corriente, como promedio de tres mediciones con flotador (m.s^{-1}) (Gordon *et al.* 2004). En las charcas del Mallín Crespo se estimó el volumen de agua utilizando la fórmula de medio cuerpo elíptico ($2/3\pi*a*b*c$; donde a y b corresponden a la mitad del ancho y el largo, y c es la profundidad media de la charca). Para las cuatro lagunas y el mallín Nahuel Pan (cuerpos de agua más profundos), el dato de profundidad se obtuvo de la bibliografía disponible (Quirós 1988, Martínez Peck 1994).

Para detectar posibles efectos del ganado en las condiciones y la calidad del agua de los mallines, se realizó un exhaustivo registro de las variables ambientales, incluyendo parámetros físicos y químicos. En cada muestreo se realizaron mediciones en el agua (zona central del mallín) de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$), el pH, la conductividad ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), la salinidad (‰), el total de sólidos disueltos (mg.l^{-1}) y la concentración de oxígeno (mg.l^{-1}) o bien el porcentaje de oxígeno disuelto (%) mediante una sonda multiparamétrica (Hach, sensION 156). Estos parámetros se documentaron una vez para cada uno de los 30 mallines ($n=30$) y en el Mallín Crespo todos los meses, en cada una de las charcas temporarias (P1, P2 y P3) bajo estudio ($n=36$). Para poder realizar comparaciones posteriores, las mediciones se realizaron aproximadamente a la misma hora.

En el sitio Mallín Crespo se documentaron medidas de velocidad (km.h^{-1}) y dirección del viento, temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$) y precipitaciones (mm). Estos datos se

obtuvieron de una estación meteorológica (Davis, Wizard III) del INTA, instalada en el sitio de estudio desde el año 1999 (datos disponibles en <http://inta.gob.ar/documentos/datos-meteorologicos-de-gobernador-costa>).

Se tomaron muestras de agua (2 l) tanto en los 30 mallines ($n=30$) como, en el Mallín Crespo (sólo en P1) ($n=12$) las que se filtraron (filtros de acetato de celulosa de 0,45 μm , Sartorius Stedim Biotech) y refrigeraron inmediatamente (4°C) en campo. Una vez en el laboratorio, se frizaron y conservaron para su posterior análisis en el laboratorio. De estas muestras se midieron los nutrientes más relevantes que pudieran asociarse al disturbio por uso ganadero a saber: nitrógeno total (NT), nitratos + nitritos ($\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$), amonio (NH_4^+), fósforo total (PT) y fósforo reactivo soluble (PRS). El contenido de NT se realizó por digestión (Grasshoff *et al.* 1983) y la valoración de $\text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ por reducción en columna de cadmio y diazotización (APHA 1992). Los valores de NH_4^+ por el método del azul-indofenol (Mackereth *et al.* 1978). El PT se cuantificó por digestión ácida y posterior valoración del fósforo solubilizado como PRS éste último como reducción del complejo fosfomolibdico con ácido ascórbico (Golterman *et al.* 1978).

Además en el Mallín Crespo se cuantificó el total de sólidos en suspensión (TSS). Éste se midió gravimétricamente y se obtuvo de la diferencia entre los pesos inicial y final (balanza electrónica, OHAUS, Explorer, $\pm 0,1\text{mg}$) de los filtros secos (Prefiltro de fibra de vidrio 13400--47--Q, Sartorius Stedim Biotech). El peso final de los filtros, se obtuvo luego de colocarlos en estufa eléctrica a 105 °C durante cuatro horas (APHA 1994). Para evaluar la posible limitación de algún nutriente se calculó el ratio TN/TP del agua (Downing y McCauley 1992).

4.2 Uso de la tierra

La intensidad del disturbio en los mallines bajo estudio se presenta en la tabla 3-1. Todos los mallines fueron utilizados como sitios de pasturas, en los cuales el ganado (ovino, bovino y equino) se alimentó del sustrato herbáceo. Todos los sitios tuvieron caballos, los cuales son utilizados para trabajos domésticos, pero también tienen valor cultural para las comunidades aborígenes (Casamiquela 2007).



Figura 4-1. Síntesis de los criterios utilizados para determinar los distintos niveles de presión de pastoreo. Cada foto muestra un mallín con el nivel de pastoreo indicado con los distintos colores y el número de mallines de cada nivel de disturbio (n).

Los mallines Crespo, El Tropezón, Cushamen, Piedra Parada y Gualjaina, sólo sostuvieron ovejas, mientras que La Zeta, Tributario Huemul y Genoa 1, fueron utilizados como sitios de pasturas para el ganado bovino. El resto de los sitios ($n=22$) fueron utilizados por los tres tipos de ganado: ovino, bovino y equino.

El nivel de presión de pastoreo se clasificó en tres niveles de intensidad: 1) bajo, 2) medio y 3) alto (Fig. 4-1). Esta clasificación se hizo en base a la densidad y tipo de ganado, información aportada por el INTA, y a la receptividad ganadera de cada mallín, información que se obtuvo utilizando las guías de recomendación de carga animal para mallines (Siffredi *et al.* 2005, 2007). La receptividad ganadera (o capacidad de carga) es la cantidad máxima de animales que un área puede sostener sin deteriorar los recursos forrajeros, manteniendo a su vez un nivel de producción adecuado a los objetivos empresarios y a las opciones de manejo disponibles (Scarnecchia 1990). Para no vulnerar esa capacidad de carga o receptividad, la densidad ganadera debería ser tal de consumir anualmente menos de lo que el ecosistema produce en forraje (Golluscio *et al.* 2009).

Adicionalmente, se realizó una valoración visual (fotografías) de las evidencias de erosión y compactación (por pisoteo), signos de pisoteo en las orillas y dentro de los cuerpos de agua, cantidad de fecas, evidencias de forrajeo en la vegetación, plantas exóticas y síntomas de salinización (Fig. 4-1). En ninguno de los mallines estuvo restringido el acceso del ganado a los cuerpos de agua, es decir, el ganado los utilizó como bebedero. Sin embargo, como los bovinos y equinos usualmente ingresan a los cuerpos de agua, los sitios con ambos tipos de ganado se clasificaron con mayores niveles de disturbio. Además, para la asignación del nivel de disturbio también se consideraron los tipos de manejo del ganado, donde los sitios que presentaron rotación del mismo fueron mejor valorados respecto a aquellos donde el ganado se mantiene todo el año (Nakamatsu 2006).

Las Biozonas se asignaron siguiendo el criterio utilizado en el estudio de del Valle (1998) (Fig. 3-1). Todos los sitios seleccionados se encontraron alejados de urbanizaciones, sin embargo, algunos fueron cercanos a asentamientos rurales.

4.3 Análisis de la vegetación acuática

En todos los sitios de estudio se confeccionó un inventario de las macrófitas presentes (una ocasión para los 30 mallines en general y, mensualmente en el Mallín Crespo). En cada sitio se realizó un muestreo aleatorio estratificado, con el objeto de incluir todas las formas de vida: emergentes (plantas enraizadas, morfológicamente adaptadas para crecer en sustratos pantanosos o sumergidos), flotantes enraizadas (plantas enraizadas al sustrato con hojas flotantes), sumergidas (plantas con el tejido fotosintético completamente sumergido) y flotantes libres (plantas que flotan en superficie con poca o ninguna raíz) (Cronk y Fennessy 2001). En ambientes de aguas profundas (por ejemplo, las lagunas) se muestreó la zona litoral. Los ejemplares se colocaron en bolsas plásticas y se preservaron para su posterior identificación en laboratorio. La determinación se realizó utilizando un estereomicroscopio (LEICA MZ6) en base a bibliografía regional (Correa 1978-1999). Además, las especies se clasificaron como nativas, endémicas y exóticas siguiendo el Catálogo de Plantas Vasculares del Cono Sur (Zuloaga *et al.* 2008). En cada sitio se confeccionó el listado de especies registradas y se calculó la riqueza total. Se estimó el porcentaje de cobertura vegetal (tanto en mallines como en ríos), de acuerdo a siete categorías (<1%, 1–5%, 6–25%, 26–50%, 51–75%, 76–99%, y 100%; Alsfeld *et al.* 2009).

4.4 Invertebrados acuáticos

Análisis espacial

- ✓ *15 mallines aislados*: En cada sitio de muestreo, se tomaron tres réplicas ($n=3$) de invertebrados en la columna de agua con red de mano (D-frame), es decir, 45 réplicas en total ($n= 15 \times 3 = 45$).
- ✓ *15 mallines conectados*: En la zona de inundación de los ambientes conectados (total: 15 sitios), se tomaron tres réplicas ($n=3$) de invertebrados de columna de agua con red de mano (D-frame). A su vez, sobre la sección lítica (ríos $n=15$) se tomaron tres réplicas ($n=3$) del bentos (corredera), con red Surber modificada o Kick net. De este modo, se obtuvo un total de 90 réplicas ($n= 15 \times 6 = 90$).

Análisis estacional (Mallín Crespo)

- ✓ En cada ocasión (frecuencia mensual entre mayo de 2008 y abril de 2009) se tomaron muestras de invertebrados de columna de agua con red de mano (D-frame). En cada charca temporaria (P1, P2 y P3) se tomó una muestra mensual ($n=3$). Totalizando 36 pseudoréplicas ($n= 12 \times 3 = 36$).

4.4.1 Métodos de colecta e identificación de invertebrados

La colecta de invertebrados de columna de agua (epibentos, necton y pleuston) se realizó con redes de mano (D-frame o marco D) de 800 μm de abertura de malla. Cada réplica tomada con este tipo de muestreador constó de ocho movimientos de la red (de 2 m cada uno) en una transecta perpendicular desde la orilla del espejo de agua hacia el centro (técnica multihábitat, U.S. EPA 2002a). En el Mallín Crespo, dado que las charcas son muy pequeñas y para no producir disturbios se realizaron cuatro movimientos de red por réplica. El objetivo de la transecta fue muestrear la mayor variedad posible de microhábitats (columna de agua y las distintas plantas acuáticas). La fijación de muestras se realizó *in situ* con formaldehído al 5% (v/v), las muestras se almacenaron en recipientes rotulados plásticos con tapa a rosca (500 cm^3) y fueron trasladadas al laboratorio. Teniendo en cuenta el área de abertura de la red de marco D (medio círculo de 0,15 m de radio) y la distancia recorrida dentro del agua (2 m, paralelamente al sustrato del área inundada), las densidades de invertebrados se expresaron como ind.m^{-3} (Bolduc y Afton 2003, Balcombe *et al.* 2005, Hornung y Foote 2006).

Las muestras bénticas en arroyos se colectaron con red Surber modificada (Winget y Magnum 1979) de 250 μm de abertura de malla y 0,09 m^2 de superficie. Para el Río Chubut los muestreos del bentos fueron realizados con red de pateo (Kick-net) de 250 μm de abertura de malla y 0,25 m^2 de superficie (Hauer y Resh 1996). En cada sitio se tomaron tres réplicas ($n=3$) en zonas de correderas. La fijación de muestras se realizó *in situ* con formaldehído al 5% (v/v), las mismas se almacenaron en bolsas especialmente acondicionadas y fueron trasladadas al laboratorio. Las densidades de invertebrados bentónicos (tomadas con red Surber y kick net) se expresaron como ind.m^{-2} .

Una vez en laboratorio las muestras se lavaron en tamiz de 250 µm de malla, para eliminar el formol. Los organismos fueron separados manualmente bajo lupa (5X de aumento). Luego fueron retirados del resto de la muestra (detrito, restos de macrófitas, etc.) y se conservaron en frascos rotulados por sitio con alcohol al 70%. La identificación y recuento se realizó con estereomicroscopio (Zeiss, Stemi DV4 y LEICA, MZ6) y microscopio (Lancet Instruments) utilizando claves regionales y publicaciones actuales sobre el tema (Bachmann 1981, Rodrigues Capítulo 1992, Lopretto y Tell 1995, Epler 2001, Fernández y Domínguez 2001, Vondel 2001, Oliva *et al.* 2002, Manzo 2005, Alarie *et al.* 2007, Michat y Archangelsky 2007, Manzo y Archangelsky 2008, Michat *et al.* 2008, Domínguez y Fernández 2009, Alarie *et al.* 2009). Los invertebrados fueron identificados al menor nivel taxonómico posible y debido a que no todos los organismos pudieron ser determinados a nivel de especie, los valores de “riqueza específica” se refirieron como “riqueza taxonómica”. En aquellos casos en donde no fue posible realizar una correcta identificación, el material fue enviado con tal propósito a distintos especialistas.

4.4.2 Regresiones largo-peso, biomasa y asignación de grupos funcionales

Para el cálculo de biomasa de los invertebrados se utilizaron regresiones largo-peso disponibles (Benke *et al.* 1999, Miserendino 2001). Estas pueden ser descriptas por la ecuación general $PS = a L^b$, o después de su transformación logarítmica como $\ln PS = \ln a + b \ln L$ (donde: a , b = constantes de regresión, PS = peso seco, y L = parámetros de longitud (largo total, ancho cefálico o largo del caparazón). La biomasa seca de invertebrados se expresará como $\text{mg} \cdot \text{m}^{-2}$ (invertebrados bentónicos de ríos y arroyos) y $\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$ (invertebrados de mallines).

En los casos en que no existieran regresiones largo peso disponibles se obtuvieron modelos a partir del material colectado, esto se realizó para: *Rionaeschna* sp., *Cyanallagma interruptum*, *Ectemnostega quadrata*, *Tropisternus setiger* y *Lancetes* sp. (Anexo 1). Los especímenes que se utilizaron estuvieron fijados en formol y preservados en alcohol. Se tuvo especial cuidado en la selección de los ejemplares para pesar; se utilizaron ejemplares completos (por ej., con el total de sus extremidades y branquias). El mínimo número de individuos utilizados para obtener una ecuación fue

de 16 (*Ectemnostega quadrata*), dado que no se contaba con otros ejemplares. Sin embargo, el resto de las ecuaciones fueron realizadas sobre la base de 20 individuos.

Los ejemplares de los distintos taxa se midieron hasta 0,05 mm utilizando un estereomicroscopio Zeiss (Stemi DV4) con ocular graduado. Cada espécimen fue transferido individualmente a un recipiente Ependorff plástico de 1,5 ml y secado en estufa a 105°C durante 4 horas o hasta peso constante (Smock 1980). Cada individuo se pesó en una balanza electrónica (OHAUS, Explorer) con una precisión de 0,1 mg. Las regresiones largo-peso se obtuvieron utilizando el programa Statistica for Windows (1984-2001. Número de serie: 31415926535897). Se evaluaron distintos modelos de regresión (lineales, exponenciales, etc.) para obtener las mejores ecuaciones. En general, los modelos lineales fueron los más adecuados.

Todos los invertebrados acuáticos (adultos y larvas) se clasificaron en seis categorías de grupos funcionales (desmenuzadores, raspadores, predadores, colectores recolectores, colectores filtradores y picadores herbívoros). Debido a la extensión geográfica de este estudio, no fue posible realizar experiencias con organismos vivos a campo o en laboratorio, por lo que los grupos funcionales se asignaron utilizando la bibliografía disponible (Merritt y Cummins 1996, White y Roughley 2008, Miserendino 2007, Archangelsky y Michat 2013). Los adultos y larvas se trataron por separado cuando sus dietas fueron diferentes (por ejemplo, *Tropisternus setiger*).

4.5 Análisis del detrito orgánico

Para estimar cuantitativamente las distintas fracciones de detrito de cada réplica tomada con los muestreadores D-frame, Surber modificada y kick net se separó la materia orgánica particulada. Para las muestras de la red D-frame se asumió una pérdida de parte de la materia orgánica particulada fina por el tamaño de poro utilizado en el procedimiento de muestreo (800 µm). El detrito fue separado usando dos tamices (250 µm y 1000 µm), distinguiendo una fracción de materia orgánica particulada fina (MOPF), que queda en el filtro de 250 µm de tamaño de malla, y otra mayor a 1000 µm o materia orgánica particulada gruesa (MOPG). Esta, a su vez, se subdividió en algas filamentosas, macrófitas (excepto juncos), juncos y detrito > 1000

µm. Estas fracciones se dispusieron de esta manera porque la tasa de descomposición de los juncos es menor que el resto de las macrófitas.

Los componentes de la materia orgánica se colocaron en sobres de aluminio individuales y se secaron en estufa a 105 °C durante 4 h (Voelz y Ward 1990). Finalmente fueron pesados en balanza electrónica con 1 mg de precisión (OHAUS, Scout Pro).

4.6 Análisis de datos

Para cada sitio de estudio, se confeccionaron listas de taxa de invertebrados acuáticos y macrófitas. Se calculó la densidad total (ind m⁻³ o ind m⁻²) de cada muestra y la densidad media para cada sitio. Se registró la riqueza taxonómica de invertebrados acuáticos en todos los sitios.

Con el objeto de analizar la estructura de comunidades de invertebrados en los distintos mallines, se aplicó el índice de diversidad de Shannon y Weaver (Begon *et al.* 2006) utilizando el programa BioDiversity Pro 1997, Professional Version 2 (Mc Aleece *et al.* 1997). Asimismo se calculó dominancia y equitatividad.

- ✓ *Índice de Diversidad de Shannon-Weaver (H')*: se aplica con el fin de comparar las distintas relaciones especie-abundancia entre los sitios de estudio y es uno de los índices más utilizados en ecología (Ludwing y Reynolds 1988).

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \ln p_i)$$

- En la fórmula H' mide el promedio de incertidumbre para predecir la especie a la que pertenece un individuo dado, elegido al azar dentro de una comunidad de S especies. Las proporciones de abundancias se estiman para cada taxa p₁, p₂, ..., p_S.
- p_i=proporción del taxa i en la muestra dada por n_i S⁻¹, donde n_i= n° de individuos del taxa i.
- S= n° de taxa en la muestra.

- ✓ *Índice de Equitatividad*: analiza con qué grado de igualdad están representadas las especies presentes en una muestra, cuando las abundancias son similares, el valor

arrojado por el índice es máximo, mientras que cuando son muy diferentes el valor del índice se acerca a cero. El índice de Pielou es uno de los más aplicados.

$$E = \frac{H'}{\ln(S)} = \frac{\ln(N_1)}{\ln(N_0)}$$

- Dónde H' es la diversidad de Shannon-Weaver y S es el número de taxa.

4.7 Cálculo de métricos

Se calcularon varios métricos (Tabla 4-1) para evaluar la calidad del agua y comparar sitios con distinto grado de disturbio ganadero: bajo, medio y alto (Cummins *et al.* 1989, Barbour *et al.* 1996, Ricklefs 1998, Galatowitsch *et al.* 1999, U.S. EPA 2002a, Tangen *et al.* 2003, Maloney y Feminella 2006).

La respuesta esperada al disturbio es la siguiente (entre paréntesis):

- ✓ Riqueza taxonómica (disminuya)
- ✓ Tolerancia (aumente) e intolerancia (disminuya)
- ✓ Estructura trófica y grupos funcionales (variable)
- ✓ Composición (variable)
- ✓ Enumeraciones (aumente)

Para evaluar el nivel de apartamiento de cada uno de los métricos entre los sitios de referencia y los disturbados, se utilizó la metodología propuesta por Barbour *et al.* (1996), que evalúa la sensibilidad de métricos mediante la valoración de medias y rangos intercuartiles (Fig. 4-2).

De este modo, los métricos se juzgaron asignando alguno de los cuatro valores posibles y sólo se conservarán los métricos que muestren una fuerte respuesta al disturbio (separación de tipo 3 y 2), garantizando que, al menos esto sea válido entre las categorías de disturbio bajo y alto. Además se tendrá en cuenta que la respuesta observada en los grupos de sitios de disturbio moderado respete la tendencia del métrico.

Tabla 4-1. Clasificación y listado de los métricos de la comunidad de invertebrados que se utilizaron en el estudio. Los métricos fueron tomados de la literatura. *Los roles tróficos se analizaron en base al porcentaje de densidad y biomasa de cada grupo funcional.

Medida	Métrico
Riqueza	N° de taxa de invertebrados N° de familias de insectos N° de órdenes de invertebrados no insectos N° de taxa de insectos N° de taxa de crustáceos N° de taxa de crustáceos + moluscos N° de taxa de gasterópodos N° de taxa de hirudineos N° de taxa de coleópteros N° de taxa de quironómidos N° de taxa de dípteros
Tolerancia/ Intolerancia	% del taxón dominante H' E
Enumeraciones	Densidad de invertebrados por sitio Biomasa de invertebrados por sitio Biomasa seca de cada familia de insectos Biomasa seca de cada orden de invertebrados no insectos
Composición	% de hirudineos % de oligoquetos % de crustáceos % de anfípodos % EOT % de efemerópteros % de efemerópteros y tricópteros % de ditíscidos % de dípteros % de quironómidos % de ortocladinos en quironómidos
Roles tróficos*	% Predadores % Raspadores % Filtradores % Colectores-recolectores % Desmenuzadores % Picadores herbívoros

EOT: Ephemeroptera, Odonata y Trichoptera; H': diversidad de Shannon y Weaver; E: equitatividad.

Dado que los índices deben calibrarse para cada región y tipo de impacto, y para despejar aquellos que aportaran información redundante, se realizó una selección en función de la composición de invertebrados de los mallines bajo estudio. A partir de

la dispersión de valores de cada métrico se obtuvieron los rangos divididos en cuartiles, y el puntaje asignado a cada uno de ellos.

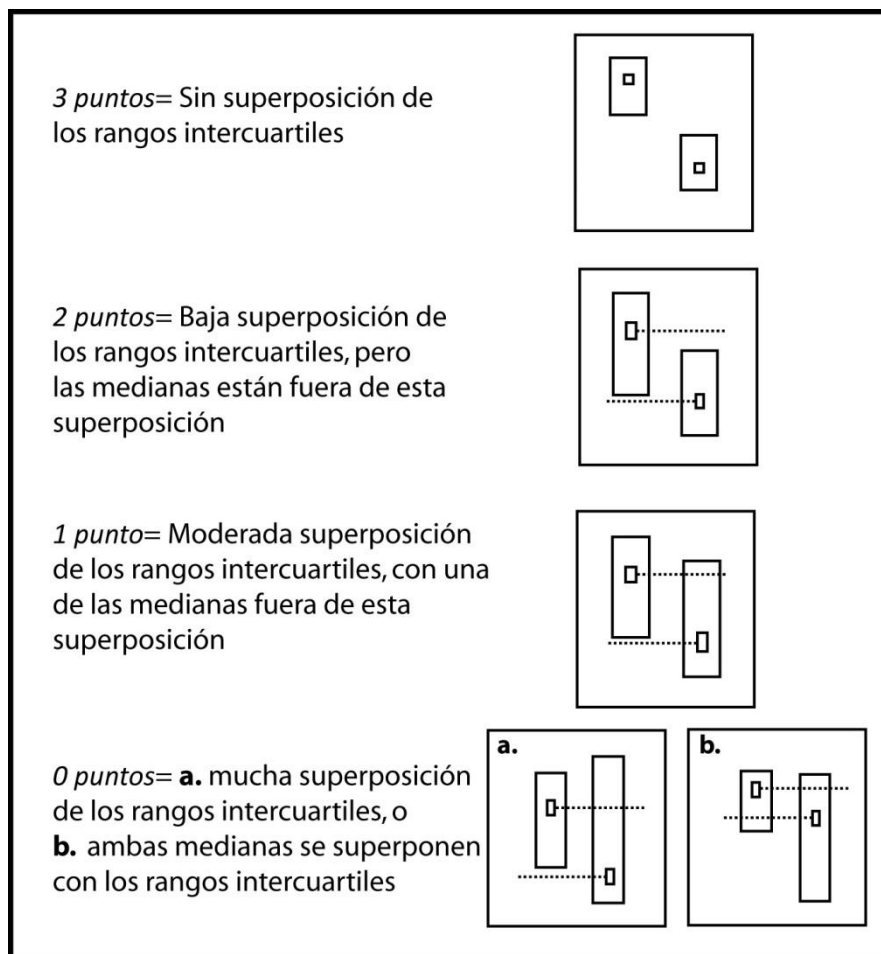


Figura 4-2. Esquema que resume el criterio utilizado para evaluar la sensibilidad de los métricos. Los cuadrados pequeños representan las medianas; las cajas son los rangos intercuartiles (25%-75%). Figura modificada de Barbour *et al.* 1996.

4.8 Análisis estadístico

4.8.1 Ordenamiento de mallines según características ambientales

Se realizó una matriz de correlación de Pearson, para establecer posible covariación entre las variables ambientales (STATISTICA para Windows 4,3 Stat Soft Inc., 1993), cancelando las que presentaran fuerte covariación ($p > 0,05$). Luego se efectuó un análisis de componentes principales ACP, sobre la base de datos ambientales de los 30 mallines (15 aislados y 15 conectados). Los datos fueron previamente transformados (excepto pH) como $\log(x+1)$. De esta manera se examinó la variación en las características físicas y químicas de los sitios en el área estudiada y

permitió agrupar sitios en función de las mismas. El ACP es un método de ruptura o particionamiento de una matriz de similitud, la que se representa en un set de ejes ortogonales dado que es un modelo lineal. Este método es muy útil para detectar estructura en las relaciones de las variables analizadas (Ludwing y Reynolds 1988).

4.8.2 Comparación de atributos comunitarios y variables ambientales

Para evaluar si existieron diferencias entre las características ambientales de los sitios se realizaron análisis no paramétricos por rangos (ANOVA) empleando el test de Kruskal Wallis (Ludwing y Reynolds 1988) para grupos (por ej. hidrología, hidroperíodo y biozona), o Mann Whitney test para pares de comparaciones (por ej. aislamiento y conexión) (Ludwing y Reynolds 1988). Lo mismo se realizó para examinar las diferencias entre los parámetros comunitarios (densidad, riqueza taxonómica, biomasa, grupos funcionales y diversidad) de los sitios.

Se realizaron análisis estadísticos exploratorios para poder correlacionar las variables bióticas o atributos comunitarios como densidad, riqueza taxonómica, biomasa, grupos funcionales y diversidad, con variables abióticas registradas. En este caso se aplicaron análisis de correlación no paramétrica de Spearman (Sokal y Rohlf 1995). En este procedimiento se utilizó el programa STATISTICA para Windows (4,3 StatSoft, Inc., 1993).

4.8.3 Relaciones especie ambiente de ensambles de invertebrados a escala espacial

Se realizaron dos análisis de correspondencias canónicas (ACC) mediante el paquete estadístico CANOCO para Windows versión 4,02 (Número de serie 6009) (ter Braak y Smilauer 1999) para examinar la relación entre las asociaciones de invertebrados acuáticos y las variables ambientales medidas. Para el primer ACC se exploraron en 30 sitios (15 mallines conectados y 15 ríos que atraviesan mallines) las relaciones entre las variables ambientales y los ensambles de invertebrados acuáticos. En este ordenamiento no se utilizó la información de nutrientes, ya que los mismos no se midieron en los ríos. El segundo ACC, se realizó utilizando la información de los 30 mallines (15 aislados y 15 conectados), para examinar las relaciones entre los invertebrados acuáticos y todas las variables ambientales medidas (exceptuando velocidad de corriente).

En los análisis espaciales se empleó el promedio de la abundancia de cada uno de los taxa en las tres réplicas obtenidas en cada sitio de muestreo. En el modelo se incluyeron descriptores de los sitios de estudio (ej: latitud, longitud, temperatura, ancho, largo del cuerpo de agua, etc.) como así también las variables fisicoquímicas incluidas aquellas que pudieran estar relacionadas con el uso de la tierra (oxígeno disuelto, nitratos, fósforo reactivo soluble, etc.).

ACC es una técnica de análisis directo de gradientes que asume un modelo unimodal para las relaciones entre las respuestas de cada especie al gradiente ambiental; y los ejes de ordenamiento son combinaciones lineares de las variables ambientales (ter Braak 1986). Previo a la selección de este ordenamiento se exploraron mediante diferentes técnicas si la respuesta de los taxa era mejor interpretada con modelos lineares o unimodales (ter Braak y Smilauer 1998, 1999). Antes del análisis todas las variables (excepto pH) y la densidad de las especies fueron transformadas como $\log(x+1)$. Cuando una variable está altamente correlacionada con otra, un valor alto del factor de inflación (>10) es identificado para cada variable por el programa. Esto ocurre durante el análisis previo lo que permite remover esta variable y volver a correr el programa. Las variables que mostraran covariación fueron entonces removidas y el análisis llevado a cabo nuevamente sobre las variables ambientales remanentes. Se graficó el ordenamiento de las especies y de los sitios de muestreo, sobre los dos primeros ejes del ACC, simultáneamente con las variables abióticas seleccionadas. Las variables abióticas se representan como vectores y un mayor módulo y cercanía a los ejes representa un mayor grado de correlación. Con el objeto de identificar aquellas variables ambientales que explicaran una parte significativa de la varianza de la densidad de las especies se empleó el test de Monte Carlo (9999 iteraciones). El ordenamiento final ACC se obtuvo corriendo el programa con las variables ambientales seleccionadas (ter Braak y Smilauer 1998).

4.8.4 Relaciones especie ambiente de invertebrados en la dimensión temporal (Mallín Crespo)

Para evaluar las relaciones entre los invertebrados acuáticos y las variables ambientales del Mallín Crespo, se realizaron dos análisis de redundancias canónicas (RDA) utilizando el paquete estadístico CANOCO para Windows versión 4.02 (ter Braak

y Smilauer 1999). Estos análisis permitieron determinar las combinaciones lineales de variables ambientales que mejor explicaron los patrones de abundancia de especies en la dimensión temporal. La elección de esta técnica multivariada se utiliza cuando se observa que los patrones de densidad de los organismos muestran una tendencia lineal más que unimodal por lo que, en estos casos, resulta más apropiado que un ACC.

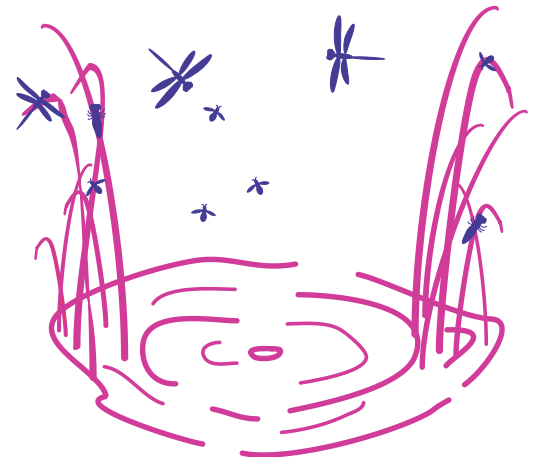
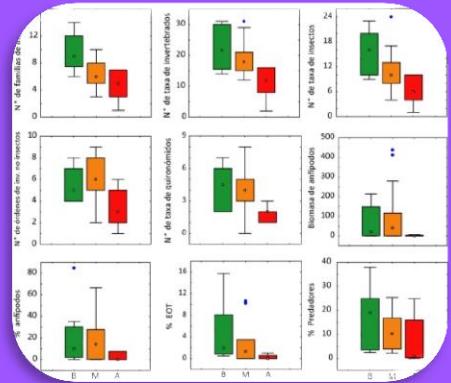
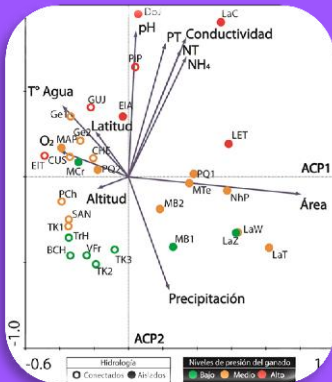
El primer RDA incluyó las especies de invertebrados acuáticos de las tres charcas estudiadas y las variables ambientales medidas. Sin embargo, se excluyeron los nutrientes y el total de sólidos en suspensión (TSS), ya que los mismos sólo se midieron en P1. El segundo RDA se realizó utilizando las muestras de invertebrados acuáticos de la charca P1 y todas las variables ambientales (incluyendo nutrientes y TSS).

Previo al análisis, todas las variables (excepto pH) se transformaron logarítmicamente ($\log(x+1)$). Las variables fuertemente correlacionadas (factor de inflación >10) se eliminaron del análisis inicial. Luego se realizó un análisis con las variables restantes y se eliminaron aquellas que no resultaran significativas en el ordenamiento ($p > 0,05$; Test de permutación de Monte Carlo, 9999 iteraciones). El RDA final se corrió utilizando un set de variables ambientales independientes y significativas (ter Braak y Smilauer 1998).

4.8.5 Correlaciones utilizadas para la selección y evaluación métricos

Se utilizaron los coeficientes de correlación de Pearson, por un lado para analizar las relaciones entre métricos; y por otro entre métricos y las variables ambientales (Sokal y Rohlf 1995). Para este análisis, exceptuando los valores de pH, las variables fueron transformadas usando $\log(x+1)$, para estabilizar la varianza y normalizar la distribución de los datos.

5. RESULTADOS



5. RESULTADOS

5.1 Análisis espacial de mallines patagónicos

5.1.1 Descriptores ambientales de los mallines

El modelo predictivo aplicado mostró que los valores de precipitación media anual disminuyeron según el gradiente oeste-este, siendo el valor medio de todos los sitios 333 mm. El mínimo calculado fue de 86 mm (Piedra Parada) y el máximo de 794 mm (Valle Frío), los que se registraron para los extremos Este y Oeste respectivamente (Tabla 5-1, A y B).

Los mallines estudiados fueron disímiles en tamaño, incluyendo aquellos asociados a pequeñas charcas (3,14 m² El Tropezón), como a los vinculados a lagunas (3000 ha-Laguna Terraplén). De los 30 sitios estudiados, 25 fueron someros (profundidad media <0,6 m), los cinco restantes superaron 1,5 m de profundidad (Las Lagunas y sitio Nahuel Pan). La temperatura del agua varió entre 10,5°C (Pocitos de Quichaura 1) y 25,5 °C (Santo), mientras que el oxígeno disuelto entre 5,6 mg.l⁻¹ (Benetton 1) y 18,27 mg.l⁻¹ (Cushamen). En cuanto al pH, los valores registrados fueron desde circumneutrales (6,79-Benetton 1; 6,79-Valle frío; 6,86-Laguna Terraplén) a extremadamente alcalinos (9,45-La Cancha; 9,25-Don Juan; 9,11-Cherque); sin embargo, la mayoría de los mallines presentaron valores levemente alcalinos (~8) (Tabla 5-1, A y B).

El valor medio de la conductividad del agua fue de 640 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ ($n=30$), aunque los sitios ubicados en la biozona Extra-Andina presentaron valores significativamente mayores que los sitios de la biozona Andina Húmeda (Kruskal Wallis, $p<0,001$). Por otra parte los sitios aislados mostraron mayor conductividad del agua que los conectados a cuerpos de agua lóticos (Kruskal Wallis, $p<0,001$).

En el estudio no se registraron diferencias significativas entre los parámetros físicos y químicos medidos para ríos (sección lótica) de los correspondientes a mallines conectados a éstos (Mann Whitney y Kruskal Wallis test, $p>0,05$).

Tabla 5-1. Valores de las variables ambientales medidas en 45 sitios A) aislados, B) conectados y C) ríos, en mallines del NO de la Provincia de Chubut (diciembre de 2006 y diciembre de 2007). Los códigos de los sitios se consignan en la tabla 3-1.

A	Hidrología																						
	Sitios	T. del agua (°C)	Prof. Media (cm)	Ancho (m)	Largo (m)	Área (m² o ha*)	pH	Cond. (µS.cm ⁻¹)	TDS (mg.l ⁻¹)	OD (mg.l ⁻¹)	Salinidad (‰)	Cob. vegetal	NT (µg.l ⁻¹)	NO ₃ (µg.l ⁻¹)	NH ₄ (µg.l ⁻¹)	PT (µg.l ⁻¹)	PRS (µg.l ⁻¹)	NT/PT	Prec. med. anual (mm. a ⁻¹)	Vel. Corriente (m.s ⁻¹)	Sust. dominante		
Mallines aislados	MB2	14,3	20	50	150	5890	8,08	170,8	103,7	10,5	0,1	4	419	140	4	36	3	12	464	-	-		
	MB1	14,3	60	50	300	1,1*	6,79	111,5	67,3	5,6	0,1	5	629	2,5	14	45	1	14	579	-	-		
	LaC	15,5	30	150	480	56,5*	9,45	6610	4430	9,15	4,6	2	5181	14	260	3922	3062	1	361	-	-		
	LaZ	15	488	473	1457	64,1*	7,67	229	138,8	8,97	0,1	4	662	2,5	9	28	1	24	664	-	-		
	LaW	11,5	640	842	856	63,8*	7,67	433	286	9,5	0,3	4	176	2,5	4	71	41	2	578	-	-		
	NhP	15	150	170	1585	29,2*	8,1	534	321	9,65	0,3	4	809	2,5	29	26	1	31	502	-	-		
	LaT	12,9	239	1763	2146	272*	6,86	61,4	37,9	8,83	0,1	4	768	2,5	108	61	1	13	935	-	-		
	MAP	12,5	60	5	5	19,6	8,49	257	161,8	12,5	0,2	5	537	316	4	71	41	8	261	-	-		
	MTe	17,8	20	80	400	2,5	7,7	153,6	86,1	10,21	0,1	6	1063	4	35	129	16	8	289	-	-		
	PQ1	10,5	25	150	300	3,5	8,37	242	163,9	10,45	0,2	3	691	2,5	21	55	3	13	140	-	-		
	PQ2	11,3	31,7	8	20	125,6	8,65	575	377	9,6	0,4	3	878	4	***	49	3	18	171	-	-		
	DoJ	19	25	15	30	353,43	9,25	332	185,2	12,8	0,2	3	10514	6	2269	1951	593	5	274	-	-		
	EIA	24,7	25	15	30	353,43	8,76	608	307	9,2	0,3	4	613	2,5	57	84	3	7	121	-	-		
	MCr	21	34,1	5	8	31,42	8,01	394	200	7,25	0,2	5	427	2,5	8	100	2	4	164	-	-		
	LET	14,1	150	1500	1900	223,6*	8,93	1846	1197	9,45	1,2	3	251	2,5	19	31	10	13	181	-	-		

B

Hidrología	Sitios	T. del agua (°C)	Prof. Media (cm)	Ancho (m)	Largo (m)	Área (m² o ha*)	pH	Cond. (µS.cm⁻¹)	TDS (mg.l⁻¹)	OD (mg.l⁻¹)	Salinidad (‰)	Cob. vegetal	NT (µg.l⁻¹)	NO₃ (µg.l⁻¹)	NH₄ (µg.l⁻¹)	PT (µg.l⁻¹)	PRS (µg.l⁻¹)	NT/PT	Prec. med. anual (mm. a⁻¹)	Vel. Corriente (m.s⁻¹)	Sust. dominante
Mallines conectados	SAN	26,5	14,2	5	5	19,6	7,01	118,8	54,7	10,7	0	2	251	2,5	19	31	10	8	512	-	-
	CUS	21,6	41	3	5	11,8	8,98	239	123,4	18,27	0,1	5	244	2,5	11	17	1	14	319	-	-
	BCH	10,9	38	4	10	31,4	6,98	30,2	19,4	12,86	0	4	153	2,5	4	29	5	5	480	-	-
	PIp	20,6	13,3	10	50	392	8,2	4002	1330	12,8	2,4	3	4761	2,5	315	445	22	11	86	-	-
	GUJ	22,2	26,5	5	10	39	7,99	185	168,3	9,96	0,2	4	1616	2,5	128	982	810	2	126	-	-
	EIT	17,9	3,8	2	2	3,14	8,27	1124	648	10,57	0,6	4	504	2,5	4	23	3	22	273	-	-
	VFr	17,4	13,7	10	10	78,5	6,79	33,3	18,1	9,27	0	6	302	2,5	4	56	1	5	794	-	-
	TK1	15	47,2	3	10	23,5	7,23	64,7	39	12,18	0	5	261	2,5	5	41	8	6	280	-	-
	TrH	18,7	35	3	10	23,5	6,93	72,3	39,2	11,54	0	6	514	31	4	32	2	16	767	-	-
	TK3	14,1	28	20	30	471	7,16	40,6	24,2	12,32	0,1	4	208	2,5	4	37	3	6	522	-	-
	TK2	12,6	34,6	10	20	157	7,04	28	17,8	13,3	0	3	163	2,5	4	22	2	7	383	-	-
	PCh	15,7	26,8	3	5	11,8	7,18	242	142,1	9,4	0,1	7	408	2,5	8	59	9	7	282	-	-
	Ge1	18	17	2	10	15,71	8,9	124	67,6	12,48	0	4	555	2,5	55	84	16	7	144	-	-
	CHE	18	43	2,5	50	98,17	9,11	135,2	74,8	7,72	0	5	347	2,5	4	29	2	12	266	-	-
	Ge2	18,6	21,75	5	10	39,27	8,98	216	118,4	12,04	0,1	6	496	2,5	6	46	1	11	120	-	-

C

Hidrología	Sitios	T. del agua (°C)	Prof. Media (cm)	Ancho (m)	Largo (m)	Área (m2 o ha*)	pH	Cond. (µS.cm ⁻¹)	TDS (mg.l ⁻¹)	OD (mg.l ⁻¹)	Salinidad (‰)	Cob. vegetal	NT (µg.l ⁻¹)	NO3 (µg.l ⁻¹)	NH4 (µg.l ⁻¹)	PT (µg.l ⁻¹)	PRS (µg.l ⁻¹)	NT/PT	Prec. med. anual (mm. a ⁻¹)	Vel. Corriente (m.s ⁻¹)	Sust. dominante
Ríos	SANII	24,8	6	-	-	-	7	114,6	54,6	9,71	0	2	-	-	-	-	-	-	512	0,30	L-A
	CUSII	24,2	13,2	-	-	-	9,55	242	122	19,29	0,1	5	-	-	-	-	-	-	319	0,18	L-A
	BCHII	11,1	38	-	-	-	6,93	30,3	19,2	13,3	0	4	-	-	-	-	-	-	480	0,68	A-L
	PiPII	14,3	33,2	-	-	-	7,39	96,1	58,2	14,5	0,1	3	-	-	-	-	-	-	86	1,25	B-G
	GUJII	15,7	22,5	-	-	-	8,11	131	77,1	14,7	0,1	3	-	-	-	-	-	-	126	0,71	Gu
	ElTII	17,9	3,8	-	-	-	8,27	1124	648	10,57	0,6	3	-	-	-	-	-	-	273	0,22	L-A
	VFrII	17,9	18	-	-	-	7,13	32,5	17,3	11,61	0	7	-	-	-	-	-	-	794	0,63	A-L
	TK1II	14	47,2	-	-	-	7,09	63,4	38,7	13,05	0,1	4	-	-	-	-	-	-	280	0,53	A
	TrHII	18,7	36	-	-	-	6,93	72,3	39,2	11,54	0	4	-	-	-	-	-	-	767	0,25	L-A
	TK3II	10,9	28	-	-	-	7,08	36,3	23,5	13,86	0,1	4	-	-	-	-	-	-	522	0,57	A
	TK2II	10,4	28,8	-	-	-	6,9	26	17	14,4	0	3	-	-	-	-	-	-	383	0,57	A
	PChII	15,4	31	-	-	-	7,39	343	213	10,43	0,2	7	-	-	-	-	-	-	282	0,25	L-A
	Ge1II	18,1	29,4	-	-	-	7,8	122,4	67,3	13,35	0	3	-	-	-	-	-	-	144	0,79	B-G
	CHEII	18,5	6,5	-	-	-	9,1	134,8	74	11,36	0	4	-	-	-	-	-	-	266	0,33	Gr
	Ge2II	18,3	15,8	-	-	-	8,91	215	119,1	11,32	0,1	5	-	-	-	-	-	-	120	0,40	Gr

TDS: total de sólidos en suspensión; NT: nitrógeno total; NO₃: nitratos; NH₄: amonio; PT: fósforo total; PRS: fósforo reactivo soluble; *el área se expresa en ha. Categorías de cobertura vegetal: 1) <1%; 2) 1-5%; 3) 6-25%; 4) 26-50%; 5) 51-75%; 6) 76-99%; y 7) 100%. Sustrato dominante: L-A: limo arcilla; A-L: arena limo; A: arena; Gr: grava; Gu: guijón; B-G: bloque guijón.

La velocidad de corriente de los arroyos y ríos estuvo comprendida entre 0,18 y 1,25 m.s⁻¹ para los sitios Cushamen y Piedra Parada (Río Chubut) respectivamente. La mayoría de los ambientes lóticos estudiados correspondieron a arroyos durante su estiaje (diciembre 2007), lo que explicaría las bajas velocidades de corriente registradas (promedio: 0,51 m.s⁻¹, n=15) (Tabla 5-1, C).

En relación con los nutrientes, los valores máximos de nitrógeno total (NT) se registraron en los mallines Don Juan (10514 µg.l⁻¹), La Cancha (5181 µg.l⁻¹) y Piedra Parada (4761 µg.l⁻¹), y también estos fueron los sitios que mostraron los valores más extremos de amonio (Tabla 5-1, A y B). Sin embargo, en la mayoría de los sitios se observaron valores muy bajos de nitratos (NO₃) (≤ 2,5 µg.l⁻¹, n=23) y de fósforo total (PT) (<130 µg.l⁻¹, n=26). Los mayores valores de PT se documentaron en La Cancha (3922 µg.l⁻¹), Don Juan (1951 µg.l⁻¹) y Gualjaina (982 µg.l⁻¹).

El análisis de componentes principales (ACP) mostró una clara separación entre los sitios de estudio de acuerdo a las características ambientales analizadas (Fig. 5-1). El primer factor explicó 74,5 % de la varianza de los sitios y estuvo principalmente determinado por el área, la temperatura del agua y el contenido de oxígeno disuelto. Otras variables secundarias asociadas a este componente estuvieron relacionadas con la ubicación del mallín en el espacio geográfico (altitud y latitud). El segundo factor capturó 16,4 % de la varianza y estuvo determinado por las variables químicas (NT, PT, NH₄, conductividad y pH) y también por la precipitación anual. Los mallines asociados a lagunas (Lagunas Terraplén, La Zeta, Willimanco y El toro) y aquellos con grandes superficies inundadas (Nahuel Pan, Mallin Tecka y Pocitos de Quichaura 1) se ubicaron sobre el lado positivo del componente 1. Sobre el extremo negativo del componente 1 se agruparon los sitios de menores dimensiones, mayores temperaturas y elevados niveles de oxígeno disuelto. Asimismo, este componente (ACP1) separó claramente a los sitios por su condición hidrológica, esto es, los sitios conectados (círculos vacíos) se ubicaron sobre la izquierda, y los aislados (círculos llenos) sobre la derecha.

Los sitios que presentaron las mayores concentraciones de nutrientes, altos valores de conductividad y pH, (Don Juan, La Cancha, Piedra Parada) quedaron ubicados en el extremo positivo del ACP2, mientras que los sitios con aguas diluidas y mayor precipitación media anual se posicionaron en la parte negativa del mismo eje

(Santo, Tecka 1, 2 y 3, Tributario Huemul, Bracito Chubut, Valle frío y Mallín Benetton 1 y 2).

El ordenamiento permitió validar los niveles de intensidad de disturbio de cada sitio asignados en tabla 3-1, los que se asociaron al ACP2. Aquellos de menor intensidad de disturbio ganadero se localizaron hacia el extremo negativo del ACP2, mientras que los de mayor nivel de pastoreo se ubicaron hacia el lado positivo del eje (Fig. 5-1).

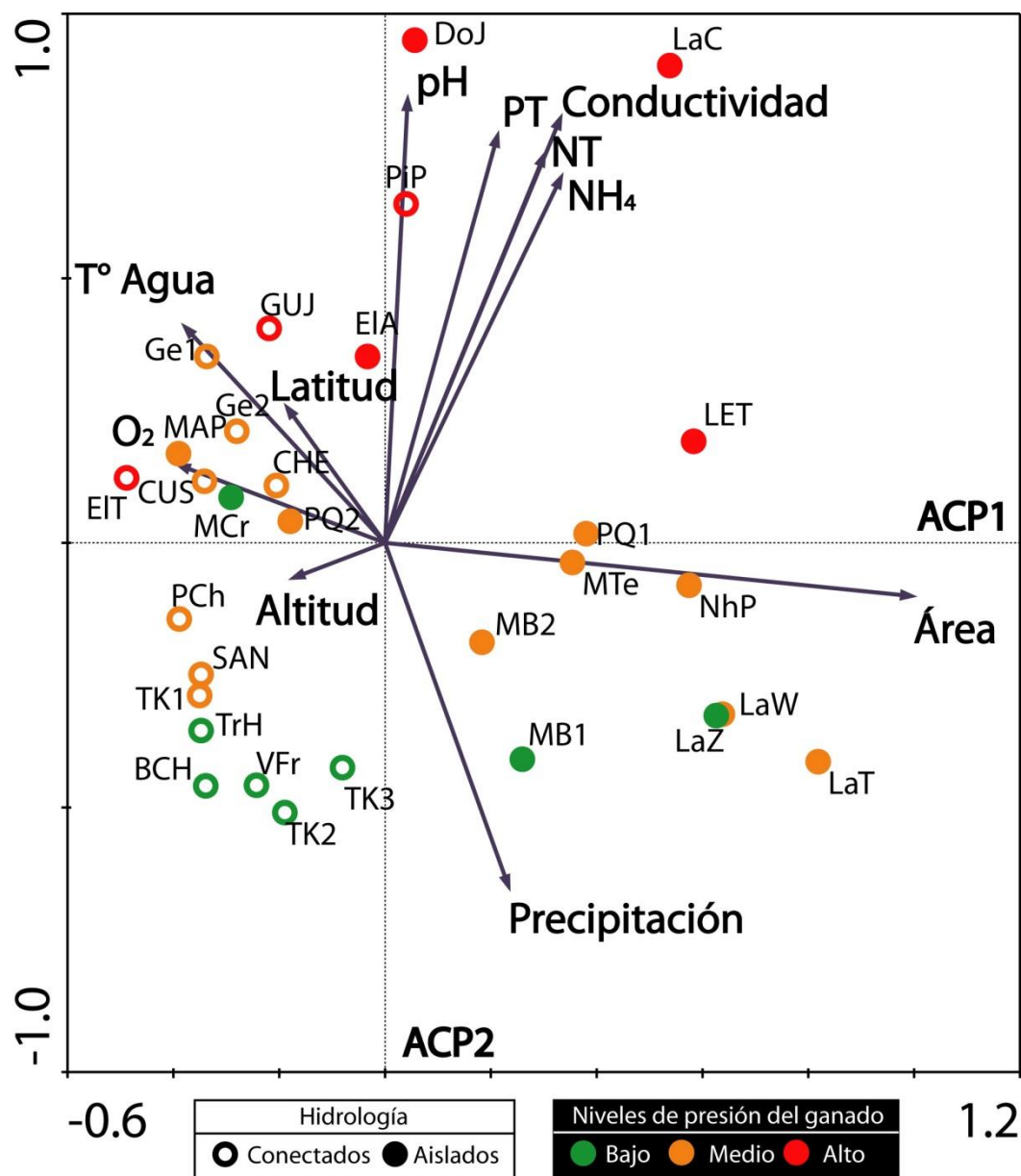


Figura 5-1. Ordenamiento de los sitios de acuerdo al ACP, basado en las variables ambientales medidas en 30 mallines, Chubut, Argentina (diciembre 2006 y diciembre de 2007). Los nombres completos de los sitios se encuentran en la Tabla 3-1.

El análisis de las principales características ambientales en relación a la condición hidrológica de todos los mallines estudiados, esto es, mallines aislados, conectados y ríos que transcurren en mallines ($n=45$) se presenta en la figura 5-2.

No se observaron diferencias significativas en la temperatura del agua ($p=0,23$), la conductividad ($p=0,29$), y el pH ($p=0,26$) entre grupos de sitios. Sin embargo y como era de esperarse los valores medios de oxígeno disuelto fueron significativamente mayores en los ríos ($12,9 \text{ mg.l}^{-1}$), respecto los sitios aislados ($9,57 \text{ mg.l}^{-1}$) pero no difirieron de los conectados ($11,7 \text{ mg.l}^{-1}$). Asimismo la profundidad media fue mayor en los sitios aislados respecto a los otros dos grupos ($p<0,01$).

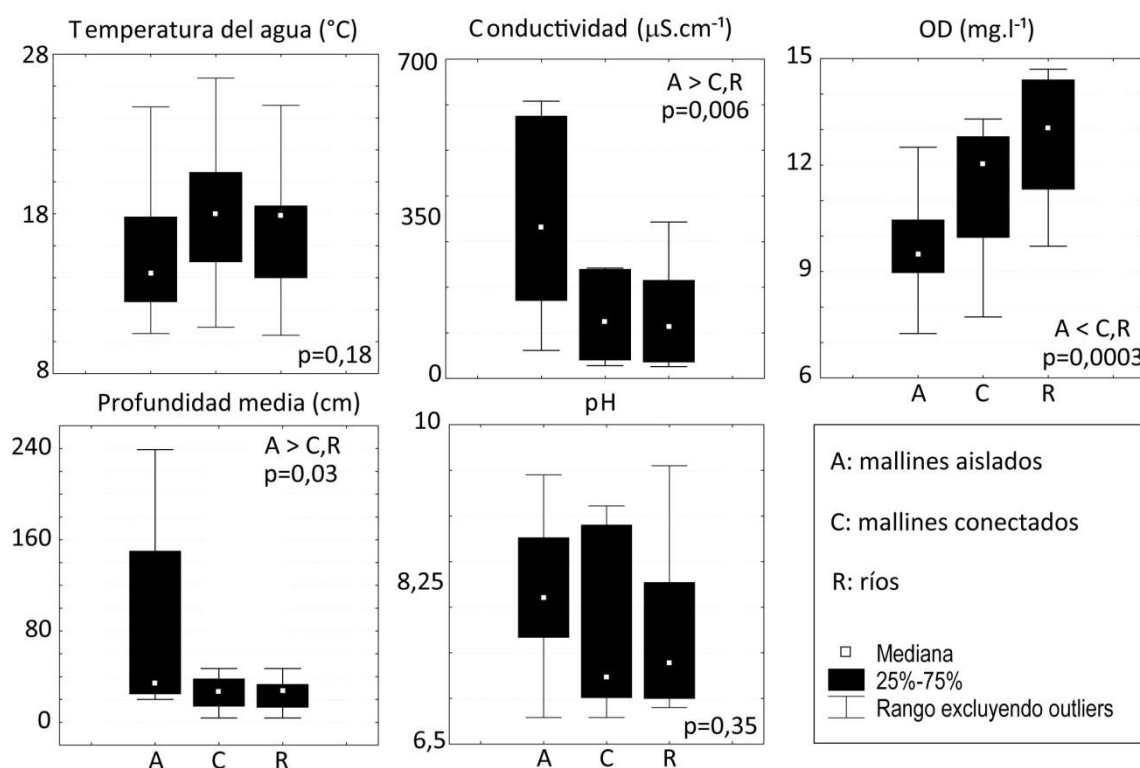


Figura 5-2. Distribución de los valores de las principales variables ambientales documentadas para 45 sitios de acuerdo a su condición hidrológica en mallines aislados, mallines conectados y ríos que atraviesan mallines, con $n=15$ para cada grupo. Se consigna la relación y la significación según el análisis ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis.

El análisis de las variables ambientales en relación al hidropériodo de los sitios analizados, es decir, entre el grupo de mallines temporarios ($n=20$) versus el de los permanentes ($n=10$), reveló que la temperatura del agua de los primeros fue significativamente menor que la de los segundos (Mann Whitney U Test, $p<0,05$). No

existieron diferencias significativas en el resto de las variables ambientales, físicas y químicas medidas (Tabla 5-1, A y B) (Mann Whitney U Test, $p > 0,05$).

5.1.2 Composición y cobertura de la vegetación acuática

El elenco de plantas acuáticas correspondiente a sitios aislados y desconectados estuvo compuesto por 52 taxa (Tabla 5-2). Los grupos taxonómicos mejor representados fueron las dicotiledóneas (Magnoliopsida, 45,2%), las monocotiledóneas (Liliopsida, 47,2%) y las algas (5,7%). Se reconocieron 22 familias y las más relevantes en términos de riqueza específica fueron Cyperaceae (8), Poaceae (6), Juncaceae (5), Ranunculaceae y Potamogetonaceae (4). En cuanto a las algas, se identificaron tres géneros: *Chara*, *Nitella* y *Cladophora*. Los musgos (Bryophyta) estuvieron pobremente representados y se encontraron sólo, en los mallines Crespo, Nahuel Pan, Genoa 1 y Genoa 2.

Tabla 5-2. Composición florística de 30 mallines patagónicos (aislados y conectados) del Noroeste de Chubut, muestreados durante diciembre de 2006 y diciembre de 2007. Se consignan el origen y la forma de vida.

Taxa	Origen	Forma de vida
Bryophyta spp.		Em
Characeae		
<i>Chara</i> sp.		Sub
<i>Nitella</i> sp.		Sub
Cladophoraceae		
<i>Cladophora</i> sp.		Sub
Apiaceae		
<i>Hydrocotyle chamaemorus</i> Cham. y Schltld.	Nat	Sub
<i>Lilaeopsis macloviana</i> (Gand.) A. W. Hill	Nat	Sub
Asteraceae		
<i>Matricaria recutita</i> L.	Exot	Em**
<i>Taraxacum officinale</i> Weber ex F.H. Wigg.	Exot	Em**
<i>Xanthium spinosum</i> L.	Nat	Em**
Brassicaceae		
<i>Cardamine variabilis</i> Phil.	End	Em
<i>Nasturtium officinale</i> R. Br.	Exot	Em
Callitrichaceae		
<i>Callitriche lechleri</i> (Hegelm.) Fassett	End	Sub
<i>Callitriche truncata</i> Guss.	Exot	Sub
Cyperaceae		
<i>Carex gayana</i> E. Desv.	Nat	Em
<i>Carex macrorrhiza</i> Boeck.	Nat	Em

<i>Carex nebularum</i> Phil.	Nat	Em
<i>Eleocharis pseudoalbibracteata</i> S. González y Guagl.	Nat	Em
<i>Eleocharis macrostachya</i> Britton	Nat	Em
<i>Eleocharis melanomphala</i> C.B. Clarke	Nat	Em
<i>Eleocharis melanostachys</i> (d'Urv.) C.B. Clarke	End	Em
<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Meyer) Soják	Nat	Em
Fabaceae		
<i>Trifolium repens</i> L.	Exot	Em**
Haloragaceae		
<i>Myriophyllum quitense</i> Kunth	Nat	Sub
Hippuridaceae		
<i>Hippuris vulgaris</i> L.	Nat	Em
Juncaceae		
<i>Juncus balticus</i> Willd.	Nat	Em
<i>Juncus burkartii</i> Barros	End	Em
<i>Juncus involucratus</i> Steud. Ex Buchenau	Nat	Em
<i>Juncus</i> sp.		Em
<i>Juncus scheuchzerioides</i> Gaudich.	Nat	Em
Juncaginaceae		
<i>Triglochin palustris</i> L.*	Nat	Em
Lamiaceae		
<i>Mentha aquatica</i> L.	Exot	Em
Lemnaceae		
<i>Lemna gibba</i> L.*	Nat	FI-H HF
Plantaginaceae		
<i>Plantago major</i> L.	Exot	Em
<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	Exot	Em
<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	Exot	Em**
Poaceae		
<i>Alopecurus magellanicus</i> Lam.	Nat	Em
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	Exot	Em
<i>Distichlis spicata</i> (L.) Greene	Nat	Em
<i>Glyceria multiflora</i> Steud.	Nat	Em
<i>Poa lanuginosa</i> Poir.	Nat	Em
<i>Poa pratensis</i> L.	Exot	Em
Polygonaceae		
<i>Rumex crispus</i> L.	Exot	Em
Potamogetonaceae		
<i>Potamogeton linguatus</i> Hagstr.	End	HF
<i>Stuckenia striata</i> (Ruiz y Pav.) Holub	Nat	Sub
<i>Stuckenia filiformis</i> (Pers.) Boehm. ssp. <i>alpina</i> (Blytt) R.R. Haynes, Les y M. Král	Nat	Sub
Primulaceae		
<i>Samolus spathulatus</i> (Cav.) Duby	End	Em
Ranunculaceae		
<i>Caltha sagittata</i> Cav.	Nat	Em
<i>Ranunculus hydrophilus</i> Gaudich.	End	Sub
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	Nat	Sub
<i>Ranunculus uniflorus</i> Phil. ex Reiche	Nat	Sub
Rosaceae		
<i>Acaena magellanica</i> (Lam.) Vahl	Nat	Em
Scrophulariaceae		

Mimulus glabratus Kunth

Nat

Em

Nat: nativa; End: endémica; Exot: exótica; *: cosmopolita; Em: emergente; HF: hojas flotantes; Fl-H: flotante libre; Sub.: subemergente. **formas terrestres que soportan la inmersión.

Del total de especies relevadas se observó que 36 especies fueron nativas (75 %), de las cuales, seis resultaron endémicas de la Patagonia Chilena y Argentina, el resto fueron exóticas (25 %) (Fig. 5-3). Por otro lado, entre las hidrófitas registradas, 37 fueron emergentes, 13 subemergentes, una de hojas flotantes y una flotante-libre (Tabla 5-2). Las especies más frecuentes (>8 sitios) fueron *Eleocharis pseudoalbibracteata*, *Myriophyllum quitense*, *Veronica anagallis-aquatica* y *Lilaeopsis macloviana*. De las macrófitas relevadas cinco fueron formas terrestres que soportan ciertos períodos de inmersión.

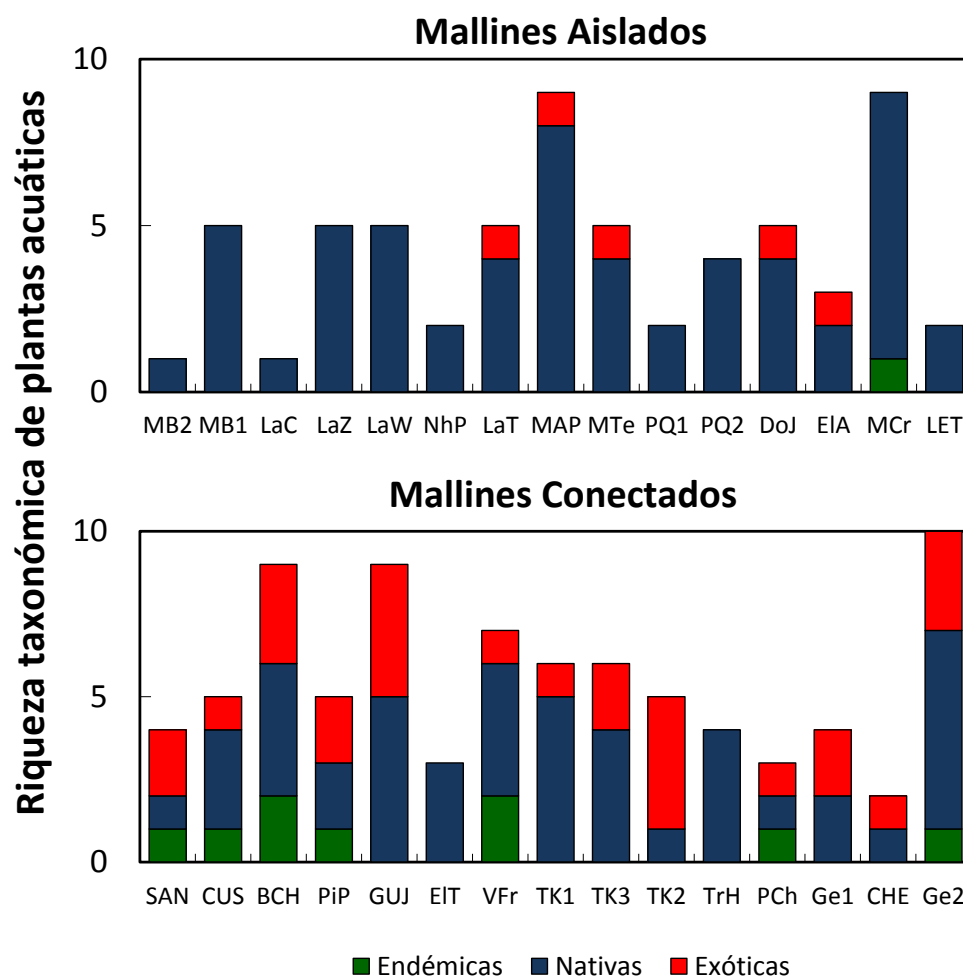


Figura 5-3. Riqueza de plantas acuáticas de acuerdo a su origen en 30 mallines (aislados y conectados) de la Provincia del Chubut (diciembre 2006 y diciembre 2007). Se excluyeron las algas y las briófitas. Códigos de sitios en tabla 3-1.

La menor riqueza taxonómica correspondió a los mallines La Cancha y Benetton 2 (1 taxón), siendo dominados por *Juncus* sp. y *Eleocharis pseudoalbibracteata* respectivamente, ambos sitios están geográficamente aislados, son temporarios y presentan una intensidad de uso ganadero alta y media. Por el contrario, los sitios con mayor riqueza taxonómica fueron los mallines Genoa 2 (10 taxa), Crespo, Arroyo Pescado, Bracito Chubut y Gualjaina (9 taxa cada uno).

La cobertura vegetal por sitio varió entre 2 (1-5 %) y 7 (100 %) (Tabla 5-1) no existieron diferencias significativas en relación a la condición hidrológica es decir entre sitios conectados, aislados y ríos que atraviesan mallines (Kruskal Wallis, $p>0,05$).

5.1.3 Análisis del detrito orgánico

Las fracciones de materia orgánica dominantes en los 15 mallines relevados fueron: algas filamentosas (Benetton 2, Pocitos de Quichaura 1 y P. de Quichaura 2), otros (Mallín Tecka y Don Juan), macrófitas (Crespo y Nahuel Pan) y juncos (Laguna Terraplén) (Fig. 5-4). Los mayores valores medios de MOP se registraron en los sitios Mallín Tecka ($53,9 \text{ g.m}^{-3}$), Benetton 2 ($35,7 \text{ g.m}^{-3}$) y los mínimos en la Laguna El Toro ($1,4 \text{ g.m}^{-3}$) y La Cancha ($0,38 \text{ g.m}^{-3}$).

En la mayoría de los mallines conectados ($n=10$) dominó la fracción otros, con valores máximos en los sitios Tributario Huemul ($19,6 \text{ g.m}^{-3}$), Genoa 2 ($8,4 \text{ g.m}^{-3}$) y Cherque ($7,9 \text{ g.m}^{-3}$). El ítem juncos dominó en el Bracito Chubut, El Tropezón y Tecka 1, mientras que las fracciones abrojos y MOPF, en Piedra Parada y Genoa 1.

Los valores de MOP documentados en los mallines conectados fueron menores que los de mallines aislados, esta diferencia fue significativa para las fracciones $>1000 \mu\text{m}$ (Mann Whitney U Test $p<0,05$), no así para la fracción MOPF (Mann Whitney U Test $p>0,05$). Se observó una mayor diversidad de los componentes de las fracciones de MOPG representadas en los mallines aislados respecto a los mallines conectados.

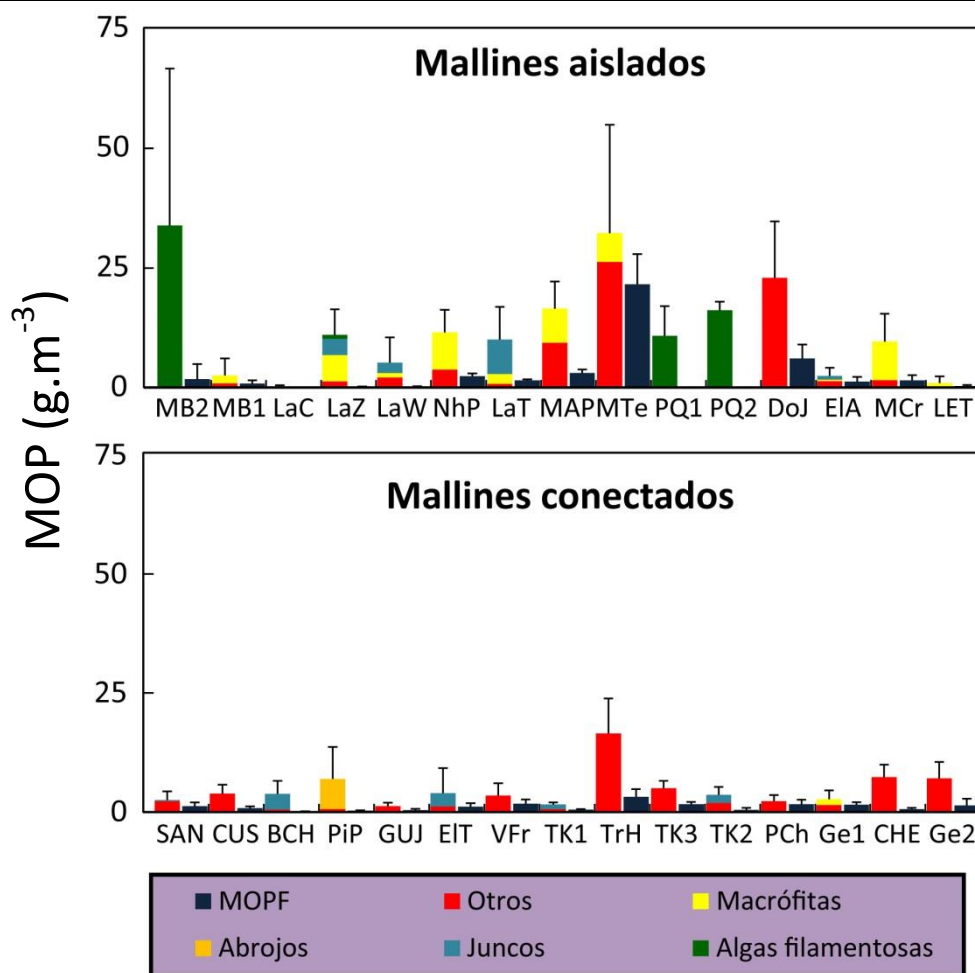


Figura 5-4. Valores medios ($n=3$) y desvíos estándar por sitio de la biomasa seca de las distintas fracciones de MOPG (columna izquierda) y MOPF (columna derecha) en 30 mallines de distinta condición hidrológica del noroeste de Chubut (diciembre de 2006 y diciembre de 2007).

En los 15 ríos de mallín estudiados sólo se reconocieron las fracciones MOPF y MOPG, indicando un alto particionamiento de la fracción gruesa, lo que probablemente se relacione con que ambas fracciones fueron tomadas de muestras bénticas. La MOPG dominó en nueve sitios y la MOPF en los seis restantes. Los valores máximos de MOP se registraron en los ríos Tecka 1 ($74,8 \text{ g.m}^{-2}$) y Bracito Chubut ($51,8 \text{ g.m}^{-2}$) y correspondieron a la fracción fina, en tercer lugar se documentó un pico de MOPG en el sitio Tecka 3 ($44,8 \text{ g.m}^{-2}$). Los sitios con menores valores de MOP béntica total fueron Tributario Huemul y El Tropezón con $3,9 \text{ g.m}^{-2}$ y $3,3 \text{ g.m}^{-2}$ respectivamente (Fig. 5-5).

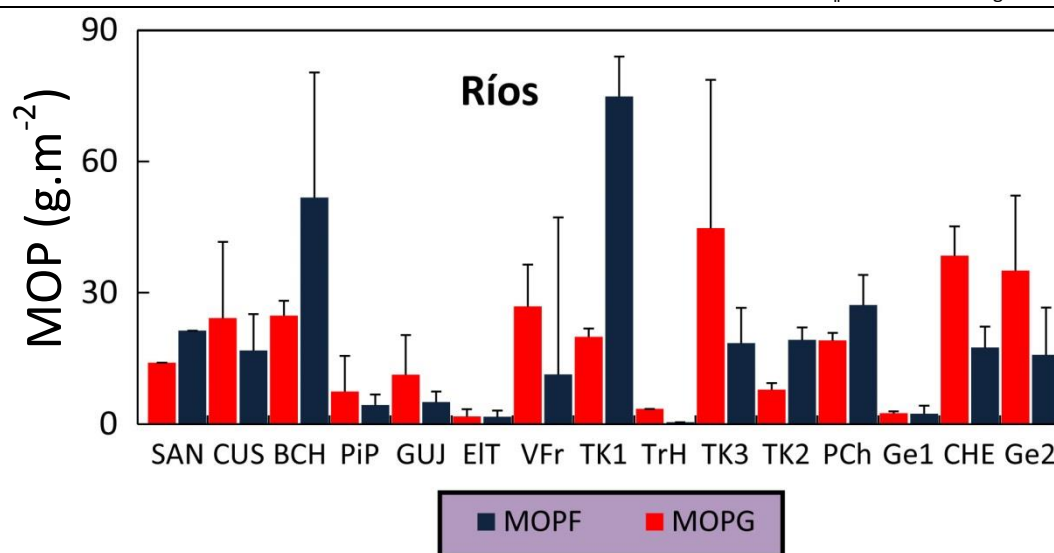


Figura 5-5. Valores medios ($n=3$) y desvíos estándar por sitio de la biomasa seca de MOPG (columna izquierda) y MOPF (columna derecha) en 15 ríos que atraviesan mallines (diciembre de 2007).

5.1.4 Invertebrados acuáticos

5.1.4.1 Composición, abundancia y biomasa

El número de taxa de invertebrados registrados en el total de sitios fue de 162, pertenecientes a los Phyla: Platyhelminthes (1), Annelida (25), Mollusca (7) y Arthropoda (129) los que estuvieron distribuidos en 22 órdenes y 61 familias (Tabla 5-3).

Tabla 5-3: Inventario de invertebrados acuáticos registrados en 45 sitios de distinta condición hidrológica (aislados, conectados y ríos) en mallines patagónicos visitados en diciembre de 2006 y diciembre de 2007. Se consignan los códigos utilizados en los ordenamientos multivariados y el grupo funcional asignado.

Taxa	Código CCA	GF
Platyhelminthes		
Turbellaria		
<i>Girardia</i> sp.	Tur	P
Annelida		
Oligochaeta		
Oligochaeta sp. 1	Oli	CR
Alluroididae sp.	All	CR
Enchytraeidae sp.	Enh	CR
Naididae		

Naididae sp.	Nad	CR
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen)	ChD	P
<i>Nais communis</i> (Piguet)	NaC	CR
<i>Pristina osborni</i> (Walton)	PrO	CR
Lumbriculidae		
Lumbriculidae sp.	Lum	CR
<i>Lumbriculus variegatus</i> (Muller)	LuV	CR
Phreodrilidae		
<i>Phreodrilus</i> sp.	Phr	CR
Nadidae		
Nadidae sp.	Nai	CR
<i>Aulodrilus limnobius</i> Bretscher	AuL	CR
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparede	LiH	CR
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller)	TuT	CR
Hirudinea		
Glossiphoniidae		
<i>Helobdella michaelsoni</i> Blanchard	HeM	P
<i>Helobdella obscura</i> Ringuelet	HeO	P
<i>Helobdella hyalina</i> Ringuelet	HeH	P
<i>Helobdella lineata</i> (Verrill)	HeL	P
<i>Helobdella scutifera</i> Blanchard	HeS	P
<i>Helobdella simplex</i> (Moore)	HeX	P
<i>Helobdella</i> sp1	He1	P
<i>Helobdella</i> sp2	He2	P
<i>Helobdella</i> sp3	He3	P
<i>Theromyzon propinquum</i> (Ringuelet)	The	P
Semiscolecidae		
<i>Patagoniobdella</i> sp.	Pat	P
Mollusca		
Bivalvia		
Hyriidae		
<i>Diplodon</i> sp.	Dip	F
Sphaeriidae		
Sphaeriidae sp.	Biv	F
Gastropoda		
Chilinidae		
<i>Chilina</i> sp.	Chi	Ra
Lymnaeidae		
<i>Lymnaea</i> sp.	Lym	Ra
Planorbidae		
Biomphalaria sp.	Bio	Ra
Ancylidae sp.	Ans	Ra
<i>Gundlachia concentrica</i> (d'Orbigny)	GuC	Ra
Arthropoda		
Crustacea		
Branchiopoda		
Laevicaudata		
<i>Lynceus mallinensis</i> (Pessacq, Epele y Rogers)	LyM	F
Cladocera		
Cladocera spp.	Cla	F
Malacostraca		
Amphipoda		

<i>Hyalella araucana</i> (Grosso y Peralta)	HyA	CR
<i>Hyalella curvispina</i> Shoemaker	HyC	CR
Maxillopoda		
Copepoda		
Copepoda spp.	Cop	F
Calanoida		
<i>Boeckella antiqua</i> Menu-Marque y Balseiro	BoA	F
<i>Boeckella bergi</i> Richards	BoB	F
<i>Boeckella gracilipes</i> Daday	BoG	F
<i>Boeckella poppei</i> (Mrázek)	BoP	F
<i>Boeckella brasiliensis</i> (Lubbock)	BoR	F
<i>Parabroteas sarsi</i> (Mrázek)	PaS	P
Cyclopoida		
<i>Acanthocyclops</i> sp.	Act	P
<i>Eucyclops</i> sp.2	Eu2	F
<i>Mesocyclops annulatus</i> (Wierzejsky)	MeA	P
<i>Metacyclops mendocinus</i> (Wierzejski)	MeM	F
Harpacticoida		
Harpacticoida sp.	Har	CR
Ostracoda		
Ostracoda spp.	Ost	F
Podocopida		
<i>Candona</i> sp.	Can	F
<i>Chlamydotheca incisa</i> (Claus)	Chl	F
<i>Cypricercus</i> sp.	Cyp	F
<i>Eucypris</i> sp.	Euc	F
<i>Herpetocypris</i> sp.	Her	F
Cheliceriformes		
Acari spp.	Aca	CR
Hexapoda		
Ephemeroptera		
Baetidae		
<i>Andesiops</i> sp.	And	Ra
<i>Andesiops ardua</i> (Lugo-Ortiz y McCafferty)	AnA	Ra
<i>Andesiops peruvianus</i> (Ulmer)	AnP	Ra
<i>Andesiops torrens</i> (Lugo-Ortiz y McCafferty)	AnT	Ra
Caenidae		
<i>Caenis</i> sp.	Cae	CR
Leptophlebiidae		
<i>Meridialaris diguillina</i> (Ulmer)	MeD	Ra
<i>Meridialaris chiloeensis</i> (Demoullin)	MeC	Ra
<i>Meridialaris laminata</i> (Ulmer)	MeL	Ra
<i>Nousia</i> sp.	Nou	CR
<i>Penaphlebia chilensis</i> (Eaton)	PeC	CR
Nesameletidae		
<i>Metamonius anceps</i> (Eaton)	Met	Ra
Oniscigastridae		
<i>Siphonella</i> sp.	Sph	CR
Odonata		
Coenagrionidae		
<i>Cyanallagma interruptum</i> (Selys)	Cyl	P
Aeshnidae		

<i>Rhionaeschna</i> sp.	Rhy	P
Plecoptera		
Gripopterygidae		
<i>Antarctoperla michaelsoni</i> (Klapalek)	AnM	De
<i>Aubertoperla illiesi</i> (Froehlich)	Aul	Ra
<i>Limnoperla jaffuelli</i> (Navás)	LiJ	Ra
Hemiptera		
Corixidae		
<i>Corixidae</i> sp.	Cox	P-H
<i>Ectemnostega quadrata</i> (Signoret)	EcQ	P-H
<i>Sigara jensenhaarupi</i> (Jaczewski)	SiJ	P-H
<i>Sigara santiagiensis</i> (Hungerford)	SiS	P-H
<i>Sigara vuriloche</i> (Bachmann)	SiV	P-H
Notonectidae		
<i>Notonecta</i> sp.	Not	P
<i>Notonecta vereertbruggheni</i> (Hungerford)	NoV	P
<i>Notonecta virescens</i> (Blanchard)	NVi	P
Coleoptera		
Dytiscidae		
<i>Desmopachria punctatissima</i> (Zimmermann)	DeP	P
<i>Lancetes</i> sp.	Lan	P
<i>Lancetes arauco</i> (Bachmann y Trémouilles)	LaA	P
<i>Lancetes varius</i> (Fabricius)	LaV	P
<i>Liodessus patagonicus</i> (Zimmermann)	LiP	P
<i>Rhantus antarcticus</i> (Trémouilles)	RhA	P
<i>Rhantus signatus</i> (Fabricius)	RhS	P
<i>Rhantus validus</i> (Sharp)	RhV	P
Elmidae		
<i>Austrelmis</i> sp.	Aus	Ra
<i>Austrolimnius</i> sp.	Ast	Ra
<i>Luchoelmis</i> sp. 1	Lu1	Ra
<i>Luchoelmis cekalovici</i> (Spangler y Staines)	LuC	Ra
Hydrophilidae		
<i>Berosus</i> sp.	Ber	P
<i>Berosus alternans</i> (Brullé)	BeA	CR
<i>Berosus chalconecephalus</i> (Germain)	BeC	CR
<i>Enochrus</i> sp.	Eno	CR
<i>Enochrus</i> (H.) <i>darwini</i> (Knisch)	EnD	P-H
<i>Hemiosus dejeani</i> (Solier)	HeD	CR
<i>Hydrochus stolpi</i> (Germain)	HyS	De
<i>Tropisternus lateralis</i> (Fabricius)	TrL	P
<i>Tropisternus setiger</i> (Germar)	TrS	CR*
Halipidae		
<i>Halipus</i> sp.	Hal	P-H
<i>Halipus subseriatus</i> (Zimmermann)	HaS	P-H
Hydraenidae		
<i>Gymnochthebius</i> sp.	Gym	Ra
Scirtidae		
<i>Cyphon</i> sp.	Cyh	Ra
<i>Prionocyphon</i> sp.	Pri	Ra
Diptera		

Ceratopogonidae		
Ceratopogonidae sp.	Cer	P
Chironomidae		
Chironominae		
<i>Apedilum</i> sp.	Ape	CR
<i>Chironomus</i> gr. <i>decorus</i>	ChG	CR
<i>Chironomus</i> gr. <i>riparius</i>	ChR	CR
<i>Cryptochironomus</i> sp.	Cry	P
<i>Dicrotendipes</i> sp.	Dic	CR
<i>Parachironomus</i> sp.	Par	CR
<i>Paratanytarsus</i> sp.	Pay	CR
<i>Polypedilum</i> sp.	Pol	CR
<i>Pseudochironomus</i> sp.	Pse	CR
<i>Rheotanytarsus</i> sp.	Rhe	F
<i>Tanytarsus</i> sp.	Tan	F
Orthoclaadiinae		
<i>Corynoneura</i> sp.	Cor	CR
<i>Cricotopus</i> sp.	Cri	De
<i>Eukiefferiella</i> sp.	Euk	CR
<i>Lopescladius</i> sp.	Lop	CR
<i>Orthocladini</i> sp.	Ort	CR
<i>Orthocladini</i> sp. 1	Or1	CR
<i>Parametriocnemus</i> sp.	Pam	CR
<i>Parapspectrocladius</i> sp.	Pap	CR
<i>Paratrachocladius</i> sp.	Pra	CR
<i>Paratrachocladius</i> sp. 1	Pa1	CR
<i>Pseudosmittia</i> sp.	Psm	CR
<i>Thienemanniella</i> sp.	Thi	CR
Podonominae		
<i>Podonomus</i> sp.	Pod	CR
Tanypodinae		
<i>Ablabesmyia</i> sp.	Abl	P
<i>Alotanypus</i> sp.	Alo	P
<i>Apsectrotanypus</i> sp.	Aps	P
<i>Djamalbatista</i> sp.	Dja	P
<i>Paramerina</i> sp.	Pma	P
<i>Pentaneura</i> sp.	Pen	P
<i>Procladius</i> sp.	Pro	P
Culicidae		
<i>Ochlerotatus albifasciatus</i> (Macquart)	Aed	F
Empididae		
Empididae sp.	Emp	P
Ephydriidae		
Ephydriidae sp.	Eph	CR
Muscidae		
Muscidae sp.	Mus	P
Psychodidae		
Psychodidae sp.	Psy	CR
Simuliidae		
<i>Gigantodax</i> sp.	Gig	F
Stratiomyidae		
Stratiomyidae sp.	Str	CR

Syrphidae		
Syrphidae sp.	Syr	CR
Tipulidae		
Tipulidae sp.	Tip	P
Trichoptera		
Glossosomatidae		
<i>Mastigoptila longicornuta</i> (Schmid)	MaL	Ra
Hydrobiosidae		
<i>Neotopsyche</i> sp.	Neo	P
<i>Neotopsyche unispina</i> Flint	NeU	P
Hydropsychidae		
<i>Smicridea annulicornis</i> (Blanchard)	SmA	F
<i>Smicridea frequens</i> (Navás)	SmF	F
Hydroptilidae		
<i>Metrichia neotropicalis</i> Schmid	MeN	Ra
<i>Oxyethira bidentata</i> (Mosely)	OxB	CR
Leptoceridae		
<i>Hudsonema flaminii</i> (Navás)	HuF	De
Limnephilidae		
<i>Monocosmoecus</i> sp.	Mon	De
<i>Verger</i> sp.	Ver	De
<i>Verger</i> sp. 1	Ve1	De
<i>Verger</i> sp. 2	Ve2	De
<i>Verger</i> sp. 3	Ve3	De
Philorheithridae		
Philorheithridae sp.	Phi	P

Grupos funcionales (GF): P: predador; CR: colector recolector; F: filtrador; Ra: raspadores; De: desmenuzadores; P-H: picadores-herbívoros. * Taxa con larvas predatoras.

Los Diptera presentaron la mayor riqueza taxonómica con un total de 41 taxa, siendo Chironomidae, la familia de dípteros mejor representada (31 taxa). En siguiente lugar se ubicaron los Coleoptera y los Trichoptera, con 26 y 14 taxa respectivamente (Tabla 5-3).

El mínimo valor de riqueza taxonómica se observó en la Laguna El Toro, dónde sólo se hallaron 2 taxa (Tabla 5-4), otros sitios que mostraron pobreza taxonómica fueron La Cancha y Gualjaina, con totales de ocho y nueve taxa respectivamente, además estos tres mallines presentaron una presión ganadera alta. La máxima riqueza taxonómica fue de 36 taxa y se registró en Piedra Parada (sección lítica, Río Chubut). Por otra parte en los mallines Laguna Terraplén y Benetton 1 (aislados), y en los mallines Tecka 1 y Cherque (ríos) se contabilizaron 31 taxa.

Tabla 5-4. Riqueza taxonómica (R.T.) y diversidad de Shannon-Weaver (H') de invertebrados acuáticos en 45 mallines aislados, conectados y ríos (n=15), ubicados en el NO de la Provincia de Chubut. El significado de los códigos de sitios se consigna en la tabla 3-1.

Sitios		MB2	MB1	LaC	LaZ	LaW	NhP	LaT	MAP	MTe	PQ1	PQ2	DoJ	EIA	MCr	LET
Aislados	R.T.	17	31	8	18	12	17	31	25	19	16	13	12	16	16	2
	H'	1,87	2,24	1,37	0,89	1,72	1,74	2,13	1,96	2,2	1,82	1,38	0,37	2,16	1,16	0,29
Sitios		SAN	CUS	BCH	PiP	GUJ	EIT	VFr	TK1	TrH	TK3	TK2	Ge1	CHE	Ge2	PCh
Conectados	R.T.	14	15	15	16	9	13	30	29	30	25	14	19	21	18	21
	H'	1,71	1,51	2,48	0,32	1,35	1,84	2,16	2,49	2,12	1,96	1,31	1,85	1,95	0,73	2,1
Ríos	R.T.	16	22	22	36	23	21	23	31	23	16	25	23	26	31	28
	H'	1,71	1,51	1,83	2,72	2,06	0,54	1,77	1,92	1,84	1,04	1,76	2,31	2,49	1,82	2,18

La densidad media de invertebrados de columna de agua (medida en 30 mallines), estuvo comprendida entre 9 ind.m⁻³ (Laguna El Toro) y 7522 ind.m⁻³ (mallín Piedra Parada, conectado) (Fig. 5-6). La mayoría de los mallines presentaron una densidad de invertebrados menor a 1500 ind.m⁻³ (n= 23). La biomasa seca total de invertebrados de mallines varió entre 3,6 mg.m⁻³ (Laguna El Toro) y 1562 mg.m⁻³ (mallín Arroyo Pescado), en los que larvas y adultos de *Ectemnostega quadrata* (Corixidae, Heteroptera) contribuyeron con 25 % de la biomasa total. Otros mallines en los que se registraron valores elevados de biomasa seca (>500 mg.m⁻³) fueron Benetton 1, Nahuel Pan, Pocitos de Quichaura 2 y Mallín Tecka (mallines aislados).

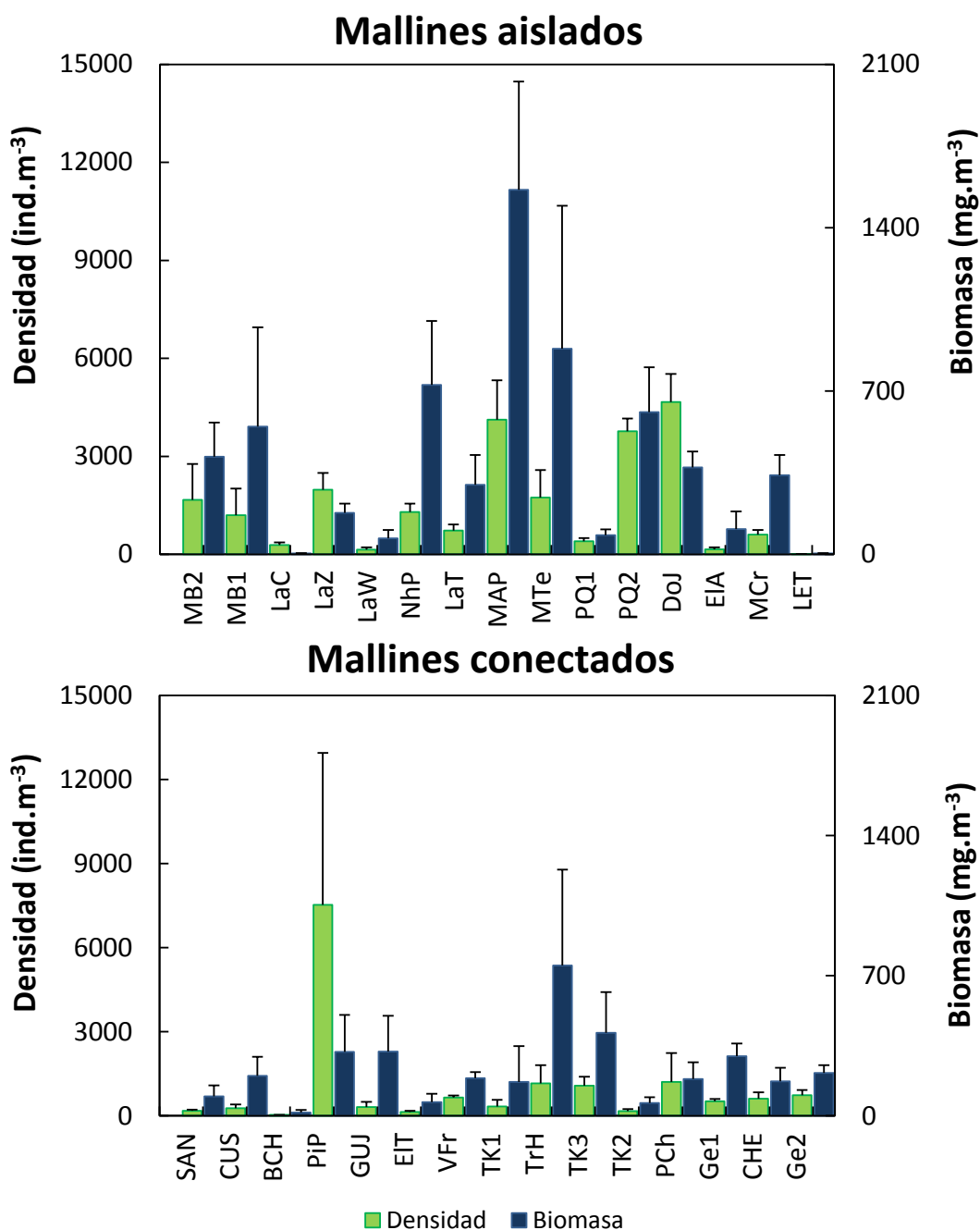


Figura 5-6. Valores medios ($n=3$) y desvíos estándar por sitio de la densidad (izquierda eje y primario) y biomasa (derecha eje y secundario) de invertebrados acuáticos en 30 mallines de distinta condición hidrológica del noroeste de Chubut (diciembre de 2006 y diciembre de 2007).

Por otra parte, la densidad media de invertebrados bentónicos en los ríos varió de 1251 ind.m^{-2} a 13931 ind.m^{-2} (Fig. 5-7), en los sitios Piedra Parada y El Tropezón respectivamente, siendo 4043 ind.m^{-2} el valor medio obtenido para los 15 ríos estudiados. La biomasa de invertebrados bentónicos de ríos fue máxima en el sitio Tributario Huemul (2132 mg.m^{-2}) y la mínima en el sitio Tecka 2 (304 mg.m^{-2}).

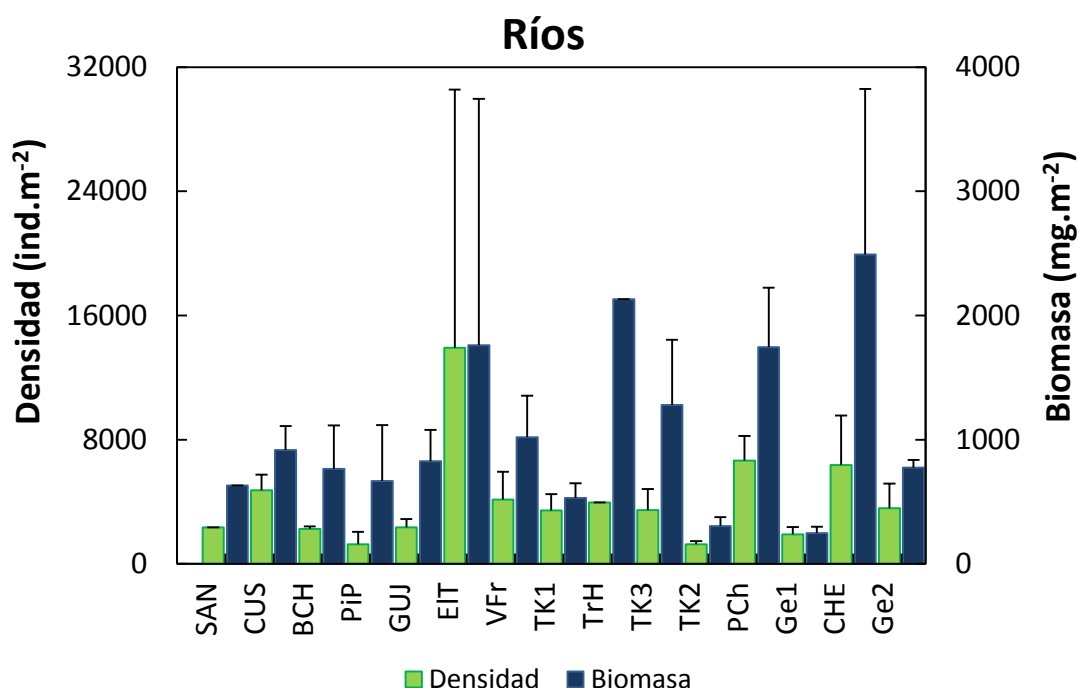


Figura 5-7. Valores medios y desvíos estándar por sitio de la densidad (izquierda eje y primario) y biomasa (derecha eje y secundario) de invertebrados acuáticos en 15 ríos de mallín del noroeste de Chubut (diciembre de 2007). $n=3$ en todos los sitios excepto SAN y TrH que corresponden a muestras integradas.

Los valores de diversidad de Shannon-Weaver, analizados en el total de sitios de estudio ($n= 45$), estuvieron comprendidos entre 0,28 (Laguna El Toro, aislado) y 2,71 bits (Piedra Parada, río) (Tabla 5-4) y la equitatividad (Pielou) varió entre 0,11 y 0,92 en los sitios Piedra Parada y Bracito Chubut (conectados) respectivamente (Anexo 2).

5.1.4.2 Atributos comunitarios en relación a la condición hidrológica de los mallines

La distribución de taxa en relación a la condición hidrológica de los ambientes estudiados se presenta en la figura 5-8. El elenco de especies de invertebrados presentó una mayor riqueza taxonómica en los ríos (109 taxa), siendo 29 % (32 taxa) exclusivamente hallados en estos ambientes (Fig. 5-8). En los mallines aislados y conectados se registraron 88 y 89 taxa respectivamente. Alrededor del 33 % del total de taxa (36) fueron comunes a los tres ambientes hidrológicos. Existieron sin embargo más especies compartidas entre mallines conectados y los ríos que los atraviesan (29 taxa) que entre mallines aislados y los ríos (12).

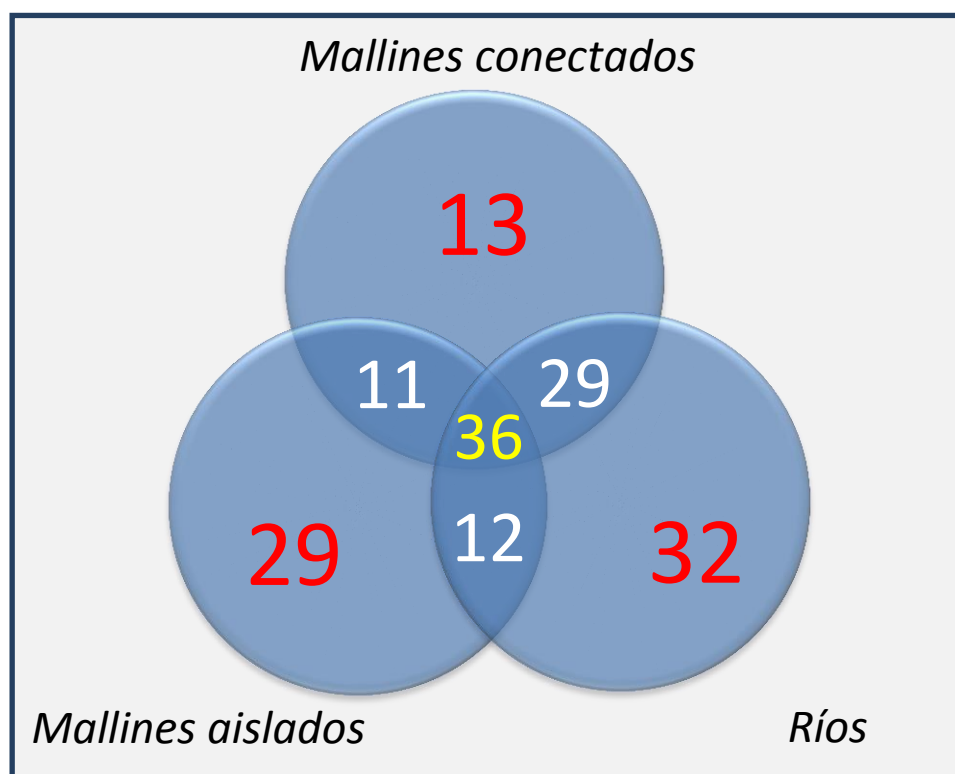


Figura 5-8. Riqueza taxonómica de invertebrados acuáticos por ambiente (cada círculo) y los taxa compartidos entre los mismos. Muestras tomadas en 45 sitios del noroeste de la Provincia de Chubut (diciembre de 2006 y 2007).

En relación a otros descriptores de la comunidad de invertebrados, se observó que la densidad media de individuos en mallines aislados 1517 ind.m^{-3} (± 1522) fue 1,5 veces mayor que la media registrada en los mallines conectados 992 ind.m^{-3} (± 1846), sin embargo esta diferencia no fue significativa (Mann Whitney $p > 0,05$). Los valores de biomasa media de los mallines aislados 413 mg.m^{-3} (± 416) fueron 1,8 veces mayores que los reportados en los sitios conectados 232 mg.m^{-3} (± 181) aunque este patrón tampoco mostró consistencia o significación estadística (Mann Whitney $p > 0,05$).

La densidad media total de invertebrados bentónicos encontrada en la sección lítica de los mallines fue de 4043 ind.m^{-2} siendo la biomasa media de 1060 mg.m^{-2} .

5.1.4.3 Análisis de los ensambles

En relación a los oligoquetos (Fig. 5-9, A y B), *Nais communis* (Naididae) y *Tubifex tubifex* (Nadidae) mostraron valores elevados de densidad en ambientes aislados, sin embargo no fueron tan importantes en términos de biomasa (Fig. 5-10).

En los ríos al menos seis taxa presentaron densidades de entre 101 y 1000 ind.m⁻², mientras que las especies *Lumbriculus variegatus* (Lumbriculidae) y *Aulodrilus limnobius* (Naididae) mostraron valores mayores a 1000 ind.m⁻². En términos de biomasa, *Lumbriculus variegatus* fue el oligoqueto más importante superando, en los ríos, una media de 1000 mg.m⁻².

Los hirudíneos *Helobdella michaelsoni* y *H. simplex* (Glossiphoniidae, Fig. 5-9, C) tuvieron mayor participación en ambientes aislados y ríos, mientras que en ambientes conectados los registros fueron pobres. *Patagoniobdella* sp. (Semiscolecidae) y *H. lineata* (Glossiphoniidae) fueron exclusivas de ambientes de ríos, mientras que *Helobdella* sp.1 y *H. scutifera* sólo se registraron en mallines aislados. En general todos los taxa contribuyeron de igual manera en términos de densidad y biomasa, las excepciones fueron *Helobdella* sp.2 y *H. lineata* que por ser especies de gran tamaño contribuyeron más en biomasa que en densidad.

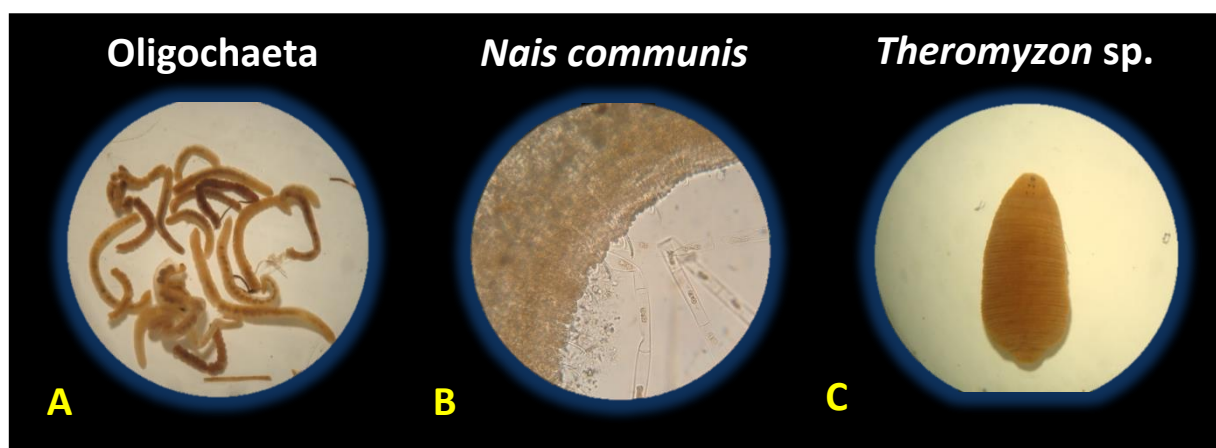
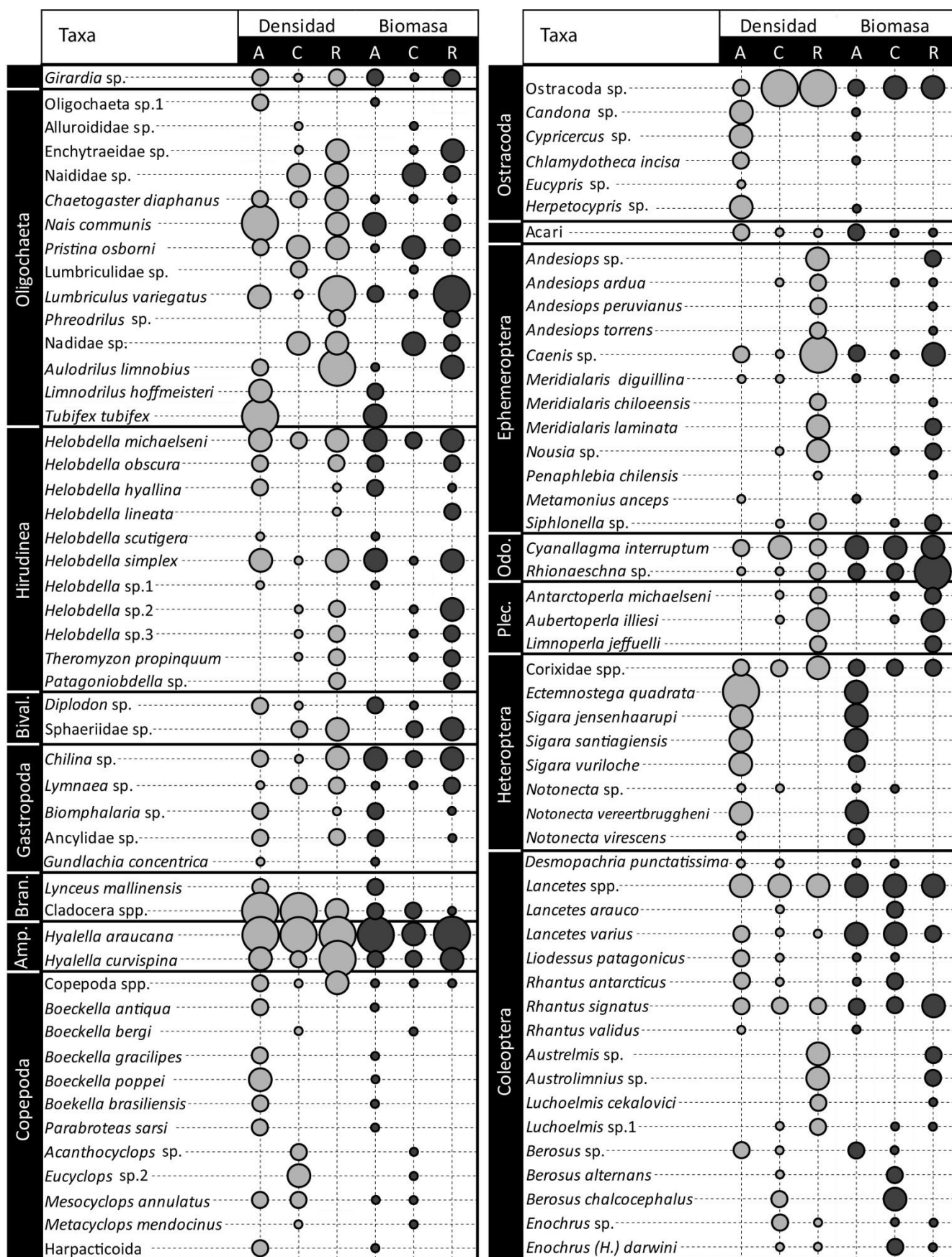


Figura 5-9. Fotografías bajo estereomicroscopio y microscopio de invertebrados acuáticos encontrados en mallines patagónicos (noroeste de la provincia de Chubut) durante el estudio (diciembre 2006-diciembre 2007). A) ejemplares de Naididae y Naididae; B) detalle de las quetas de *Nais communis*; C) ejemplar de Glosiphoniidae.

Gundlachia concentrica fue la única especie de molusco exclusivamente encontrado en mallines aislados. Las mayores abundancias y mayor contribución en peso seco las aportaron *Chilina* sp. (Gastropoda) y *Diplodon* sp. (Bivalvia), cuyos máximos se registraron en los ríos de mallín (Fig. 5-11).



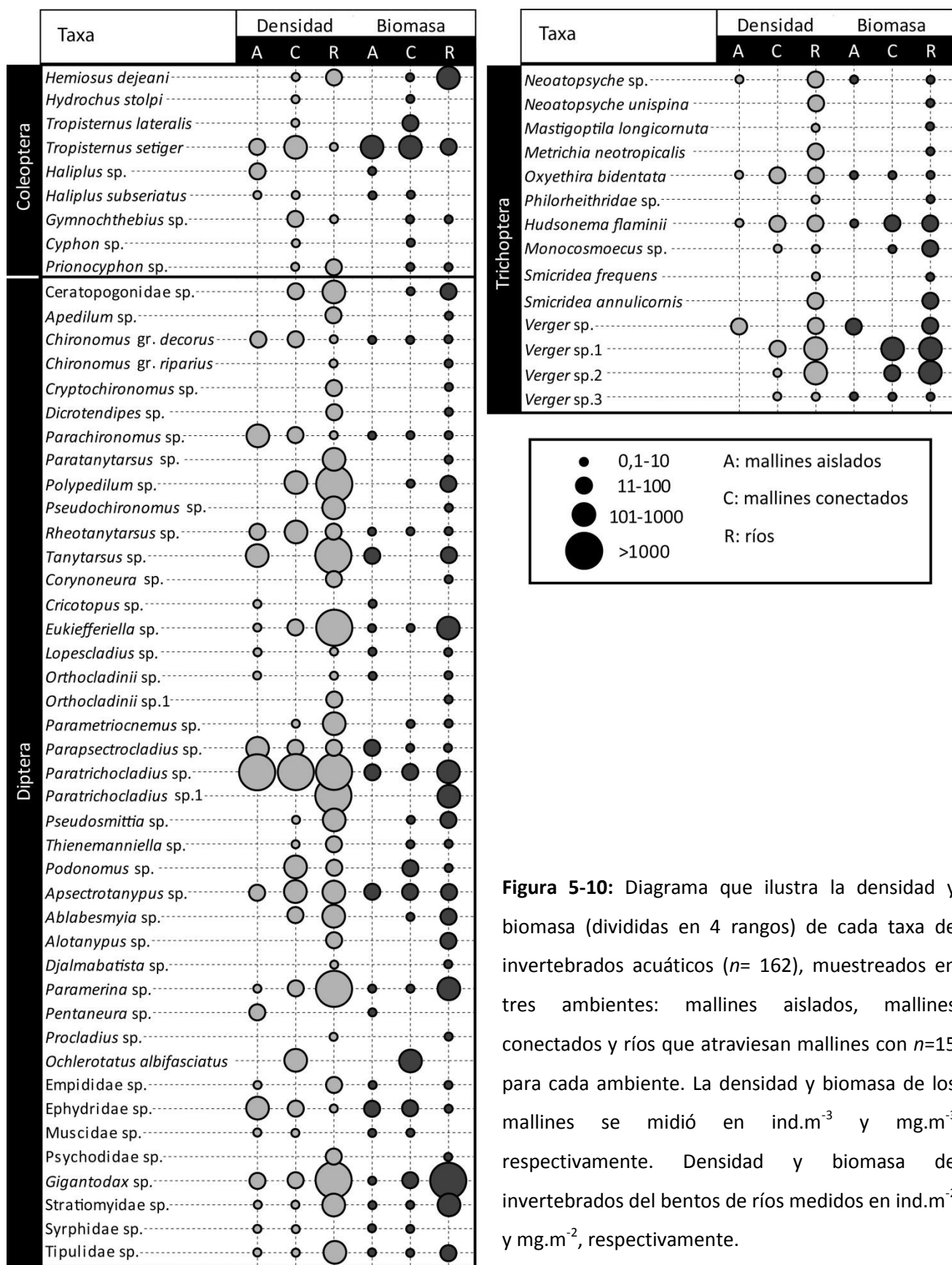


Figura 5-10: Diagrama que ilustra la densidad y biomasa (divididas en 4 rangos) de cada taxa de invertebrados acuáticos ($n= 162$), muestreados en tres ambientes: mallines aislados, mallines conectados y ríos que atraviesan mallines con $n=15$ para cada ambiente. La densidad y biomasa de los mallines se midió en ind.m^{-3} y mg.m^{-3} respectivamente. Densidad y biomasa de invertebrados del bentos de ríos medidos en ind.m^{-2} y mg.m^{-2} , respectivamente.

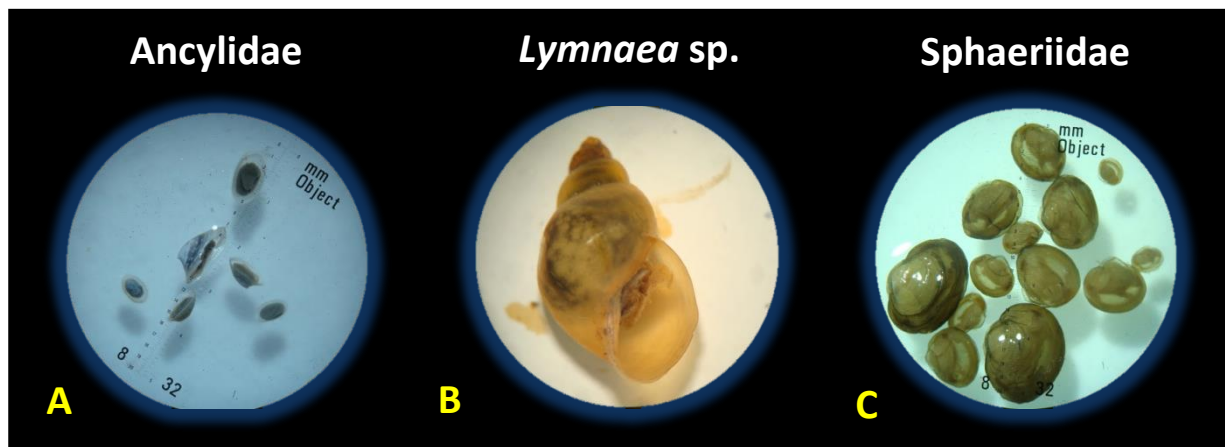


Figura 5-11. Fotografías bajo estereomicroscopio de moluscos acuáticos encontrados en mallines patagónicos (noroeste de la provincia de Chubut) durante el estudio (diciembre 2006-diciembre 2007). A) ejemplares de Ancyliidae (Gastropoda); B) ejemplar de *Lymnaea* sp. (Lymnaeidae); C) ejemplares de Sphaeriidae (Bivalvia).

Entre los crustáceos (Fig. 5-12), 12 taxa fueron exclusivamente registrados en mallines aislados: *Lyneus mallinensis*, Copepoda (6) y Ostracoda (5) mientras que *Boeckella bergi*, *Acanthocyclops* sp y *Eucyclops* sp.2 (Copepoda) estuvieron presentes únicamente en mallines conectados. Cladocera sp., Amphipoda (*Hyaella araucana* y *H. curvispina*) y Ostracoda sp. fueron los crustáceos que más contribuyeron en términos de densidad.

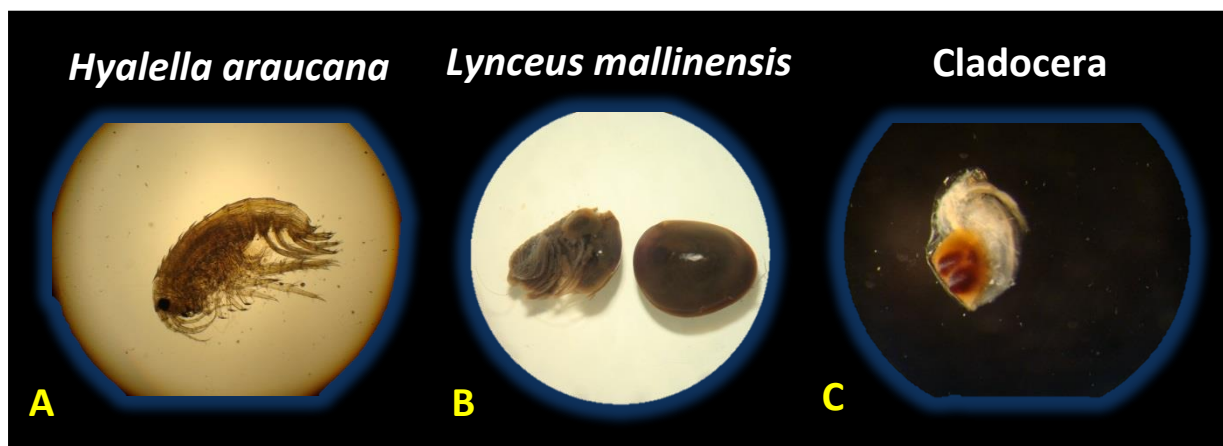


Figura 5-12. Fotografías bajo estereomicroscopio y microscopio de crustáceos colectados en mallines patagónicos (diciembre 2006-diciembre 2007). A) detalle al microscopio de una *Hyaella araucana* (Amphipoda); B) ejemplares de *Lynceus mallinensis*, para apreciar la morfología de esta especie, se removieron las valvas en el ejemplar de la izquierda; C) ejemplar de Cladocera, en el que se aprecian los huevos de resistencia.

Dado que la mayoría de los crustáceos registrados fueron de tallas pequeñas, no aportaron mayormente en biomasa; algunas excepciones fueron *Hyaella araucana*, *H. curvispina* y *Lynceus mallinensis* (Fig. 5-12).

Como era de esperarse la representatividad de Ephemeroptera (Fig. 5-13), principalmente Baetidae y Leptophlebiidae, y la de Plecoptera (Gripopterygidae) fue más importante en ríos que en los ambientes aislados y conectados. En los mallines aislados sólo *Caenis* sp. (Caenidae) mostró valores mayores a 11 ind.m⁻³, mientras que *Meridialaris diguillina* (Leptophlebiidae) y *Metamonius anceps* (Nesameletidae) se presentaron ocasionalmente.

Los Odonata (Fig. 5-13) registrados en el estudio mostraron valores moderados de densidad y biomasa en todos los ambientes. Sin embargo la contribución en biomasa fue mayor que la de densidad debido a que las larvas de *Cyanallagma interruptum* y sobre todo los últimos estadios de *Rhionaeschna* sp. son relativamente más grandes que otros invertebrados (largos totales máximos de 13,4 mm y 26,4 mm respectivamente).

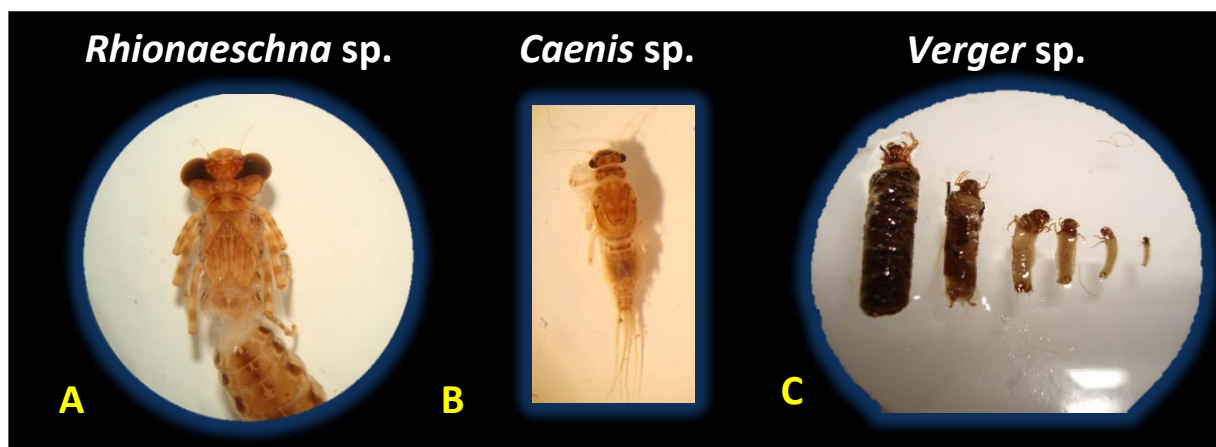


Figura 5-13. Fotografías bajo estereomicroscopio de tres taxa de insectos acuáticos colectados en mallines patagónicos (NO de la provincia de Chubut), durante diciembre 2006 y diciembre 2007. A) larva de *Rhionaeschna* sp. (Odonata); B) larva de *Caenis* sp. (Ephemeroptera); C) distintos estadios larvales de *Verger* sp. (Trichoptera).

Como era de esperarse en relación al orden Trichoptera se observó mayor representatividad del grupo en ríos (los 14 taxa se registraron para este tipo de ambientes). Sin embargo, se registraron seis y cuatro taxa en los mallines aislados y conectados respectivamente. *Verger* spp. (Fig. 5-13) y *Monocosmoecus* sp.

(Limnephilidae), que son de importantes tallas, contribuyeron considerablemente en biomasa seca mientras que otros de menor talla: *Oxyethira bidentata* y *Metrichia neotropicalis* tuvieron un menor valor medio de biomasa seca (Fig. 5-10).

Los Heteroptera (Fig. 5-14, A y B) mostraron una clara preferencia por sitios aislados, dado que seis de los ocho taxa reportados fueron exclusivamente encontrados en éste tipo de ambientes (Fig. 5-10). La mayor densidad del orden se registró para *Ectemnostega quadrata* (Corixidae) ($>1000 \text{ ind.m}^{-3}$).

Los representante del orden Coleoptera si bien tuvieron una alta riqueza taxonómica, en ningún ambiente desplegaron una alta densidad ($> a 1000$ individuos) o biomasa ($>1000\text{mg}$). En líneas generales, en los integrantes de Dytiscidae (Fig. 5-14, C) no se observó una clara preferencia por algún tipo de ambiente. Los Hydrophilidae, Hydraenidae y Scirtidae fueron característicos de los mallines conectados y en segundo lugar los ríos que los atraviesan. En mallines aislados se registraron los Hydrophilidae *Berosus* sp. y *Tropisternus setiger*. Por último la familia Haliplidae se registró sólo en mallines aislados y conectados, mientras que 3 taxa pertenecientes a Elmidae (*Autroelmis* sp., *Austrolimiun* sp. y *Luchoelmis cekalovici*) fueron únicamente reportados en ríos. Sólo *Luchoelmis* sp. 1 fue común a ambientes conectados y ríos.

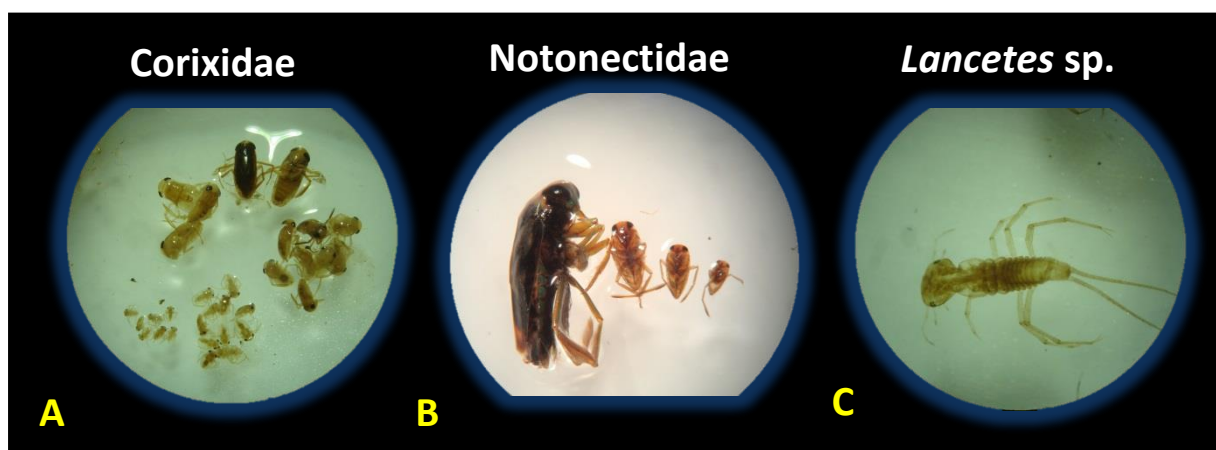


Figura 5-14. Fotografías bajo estereomicroscopio de tres taxa de insectos acuáticos colectados en mallines patagónicos (NO de la provincia de Chubut), durante diciembre 2006 y diciembre 2007. A) larvas de distintos estadios y dos adultos de *Ectemnostega quadrata* (Corixidae-Heteroptera); B) larvas de distintos estadios y un adulto de *Notonecta virescens* (Notonectidae-Heteroptera); C) larva del segundo estadio de *Lancetes* sp. (Dytiscidae-Coleoptera).

El orden Diptera (Fig. 5-15), presentó en líneas generales mayor riqueza, densidad y biomasa en los ríos. Al menos 12 taxa sólo fueron únicamente encontrados en este tipo de ambientes y algunos taxa como *Paratrichocladius* sp.1 (Chironomidae), presentaron valores de densidad bentónica mayores a 1000 ind.m⁻². Por otro lado, *Paratrichocladius* sp. estuvo presente en los tres ambientes con importantes valores de densidad (>1000 individuos). Además los taxa *Polypedilum* sp., *Eukiefferiella* sp., *Paramerina* sp. (Chironomidae) y *Gigantodax* sp. (Simuliidae) mostraron valores de densidad media mayores a 1000 ind.m⁻² en los ríos. La contribución relativa en biomasa de los taxa registrados no fue importante, con excepción de las larvas de *Gigantodax* sp. que por ser de mayor talla exhibieron valores medios de biomasa béntica superiores a 1000 mg.m⁻² en los ríos.

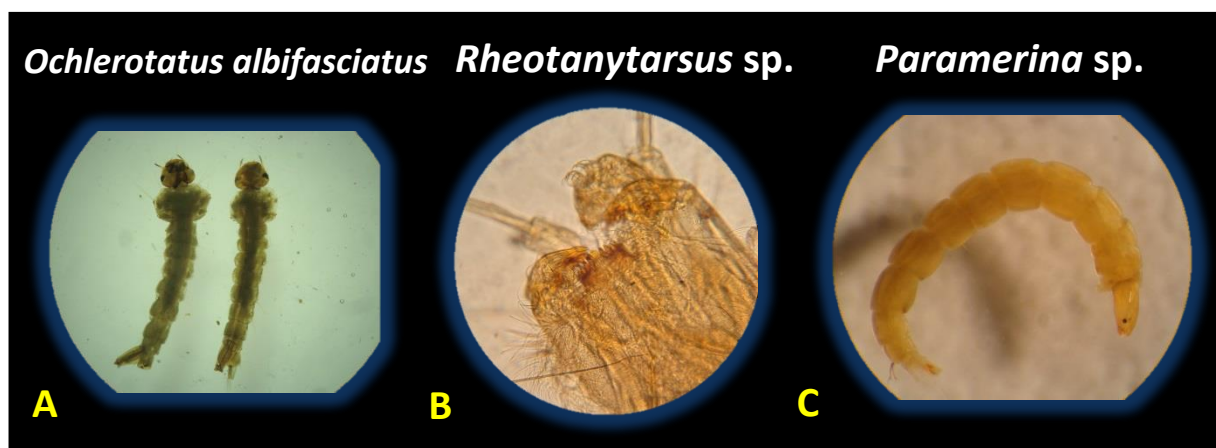


Figura 5-15. Fotografías bajo estereomicroscopio y microscopio de tres taxa de dípteros acuáticos colectados en mallines patagónicos (NO de la provincia de Chubut), durante diciembre 2006 y diciembre 2007. A) larvas de *Ochlerotatus albifasciatus* (Culicidae), registradas sólo en el mallín conectado Gualjaina; B) cápsula cefálica (vista microscópica) de una larva de *Rheotanytarsus* sp. (Chironominae-Chironomidae); C) larva de *Paramerina* sp. (Tanypodinae- Chironomidae).

5.1.4.4 Atributos comunitarios en relación al hidroperíodo: permanentes vs. temporarios

El análisis de los atributos de la comunidad de invertebrados acuáticos en función del hidroperíodo de 30 mallines estudiados se presenta en la figura 5-16. Si bien la media de la riqueza tanómica de invertebrados en mallines permanentes (21,1

taxa) fue mayor que la registrada para los ambientes temporarios (16,5 taxa), ésta no tuvo significación estadística ($p=0,08$). Además, no se encontraron diferencias significativas en términos de densidad, biomasa seca, diversidad y equitatividad entre mallines temporarios ($n= 20$) y permanentes ($n=10$) (Kruskall-Wallis, $p>0,05$) (Fig. 5-16).

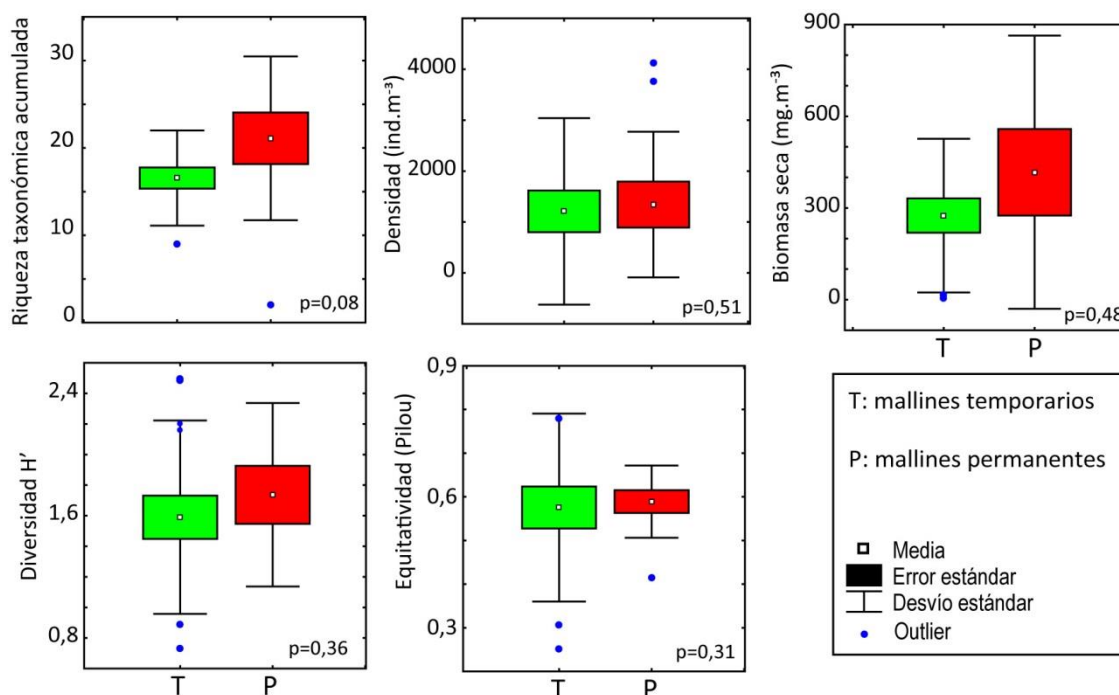


Figura 5-16: Distribución de los principales atributos de la comunidad de invertebrados acuáticos en función del hidroperíodo de 30 mallines, con $n=20$ para los temporarios y $n=10$ para los permanentes en el noroeste de Chubut durante el estudio (diciembre 2006 y diciembre de 2007). Se consigna la significación según el análisis ANOVA no paramétrico de Kruskal-Wallis.

5.1.4.5 Estructura trófica de mallines: análisis de grupos funcionales

Los organismos registrados en este estudio fueron asociados a diferentes grupos funcionales en base a su modo de alimentación (Tabla 5-3). De los 162 taxa registrados en los 45 sitios, los colectores recolectores fueron los mejor representados (51 taxa), seguidos de los predadores (46 taxa), los colectores filtradores (24 taxa), los raspadores (24 taxa), los desmenuzadores (9 taxa) y los picadores herbívoros (8 taxa) (Tabla 5-3).

Los predadores fueron importantes en términos de riqueza tanto en mallines aislados como conectados (Tabla 5-5). Entre los primeros, fueron los sitios Benetton 1 y Laguna Terraplén los de mayor riqueza con 10 taxa cada uno, seguidos del Mallín

Arroyo Pescado con 8 taxa. En los mallines conectados fueron los sitios Tecka 1 (11 taxa), Valle Frío (10 taxa) y Tecka 3 (9 taxa) los que exhibieron la mayor riqueza de predadores (Tabla 5-5). En los ríos, la riqueza máxima de predadores también se observó en el sitio Tecka 1.

Tanto los colectores recolectores como los filtradores integraron buena parte de los ensambles de invertebrados en los mallines aislados. En al menos ocho sitios, los colectores recolectores mostraron valores mayores o iguales a cinco taxa mientras que en al menos ocho de estos ambientes los filtradores tuvieron un valor mayor o igual cuatro taxa. En términos de riqueza el resto de los grupos estuvieron pobremente representados en estos ambientes.

En al menos doce mallines conectados la riqueza de colectores recolectores fue mayor o igual a cinco taxa. Los filtradores en cambio sólo tuvieron mayor participación en los sitios Piedra parada, Valle frío, Genoa 1 y Putrachoique con cuatro taxa cada uno.

Los grupos funcionales que fueron más diversos en ríos fueron los predadores y los colectores recolectores. En relación a los primeros el sitio Tecka 1 (10 taxa) y los sitios Tributario Huemul y Bracito Chubut (8 taxa cada uno) mostraron las mayores riquezas taxonómicas. Un valor excepcionalmente alto de colectores recolectores se encontró en el sitio Piedra Parada, lo que estuvo explicado por un ensamble rico de Orthocladinae. Sin embargo en todos los sitios la riqueza de este grupo fue superior o igual a cinco. Los raspadores también fueron importantes en términos de riqueza en los ríos alcanzando un máximo de ocho taxa en Piedra Parada, lo que estuvo explicado por un ensamble de Elmidae (4 taxa), y Ephemeroptera (2 taxa) entre otros.

El grupo funcional picadores herbívoros fue accesorio en términos de riqueza, con valores máximos de dos taxa por sitio (Tabla 5-5). Sin embargo, este grupo funcional fue mucho más frecuente en mallines aislados (93 %) y conectados (60 %), y en menor medida en ríos (20 %).

Tabla 5-5. Riqueza taxonómica de grupos funcionales (GF) de invertebrados acuáticos en 45 sitios (aislados, conectados y ríos, con $n=15$) de mallines, ubicados en el NO de la Provincia de Chubut, durante el período de estudio (Diciembre 2006 y diciembre 2007). El significado de los códigos de sitios se consignan en la tabla 3-1.

		GF	MB2	MB1	LaC	LaZ	LaW	NhP	LaT	MAP	MTe	PQ1	PQ2	DoJ	EIA	MCr	LET
Aislados	De	0	1	0	1	0	0	2	1	0	0	0	0	0	1	1	0
	Ra	0	1	0	0	2	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1	0
	P	6	10	2	3	2	5	10	8	7	4	4	4	4	6	3	0
	CR	3	6	1	8	6	7	9	5	5	4	3	4	4	3	6	2
	F	5	6	3	1	0	4	2	5	4	4	4	4	1	4	2	0
	P-H	2	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	2	1	1	0
		GF	SAN	CUS	BCH	PiP	GUJ	EIT	VFr	TK1	TrH	TK3	TK2	Ge1	CHE	Ge2	PCh
Conectados	De	0	0	1	0	0	0	0	2	3	3	2	1	0	3	0	1
	Ra	1	1	1	0	0	1	2	3	3	3	1	1	1	1	0	1
	P	5	5	3	3	1	3	10	11	8	9	9	3	8	6	7	3
	CR	7	6	4	4	5	6	9	7	9	7	7	3	7	7	8	5
	F	1	1	2	4	3	1	4	2	3	3	3	3	4	3	3	4
	P-H	0	0	1	2	0	0	1	2	1	1	1	1	1	0	1	0
Ríos	De	0	0	0	1	0	0	1	3	4	1	3	0	0	0	2	0
	Ra	1	5	1	8	6	2	3	4	3	3	4	0	3	3	4	1
	P	4	6	8	6	4	6	7	10	8	5	4	6	6	3	7	5
	CR	7	6	5	12	7	7	7	7	6	5	7	7	7	6	6	7
	F	2	4	4	4	2	4	2	3	2	1	2	4	4	1	4	3
	P-H	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

En términos de densidad, los grupos funcionales dominantes fueron en primer lugar los colectores recolectores seguidos de los filtradores, patrón que fue consistente para la mayoría de los sitios estudiados (88 % de los sitios), contribuyendo en cada uno de ellos con más de 55 % de la abundancia total (Fig. 5-17, Fig. 5-18). En los mallines aislados, los picadores herbívoros fueron el tercer grupo funcional en orden de importancia alcanzando un valor de 44 % en Laguna Terraplén. En los sitios conectados y ríos el tercer lugar en contribución relativa de la densidad lo mostraron los predadores (Fig. 5-18).

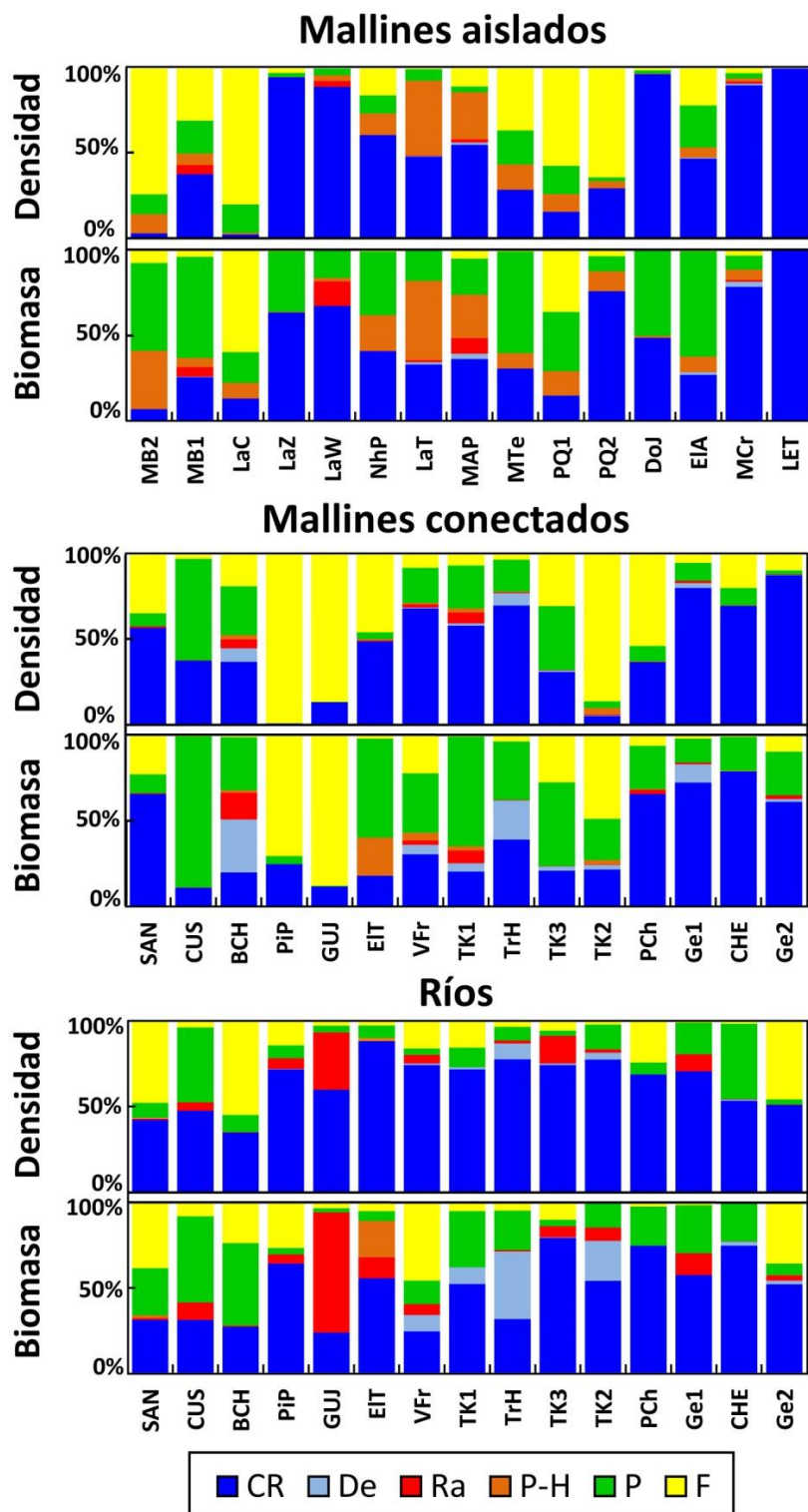


Figura 5-17. Contribución relativa en función de la densidad y la biomasa de los grupos funcionales en 45 sitios muestreados (mallines aislados, mallines conectados, ríos que atraviesan mallines, con n=15 en cada caso) del noroeste de Chubut durante el período de estudio (Diciembre de 2006 y diciembre de 2007). CR: colectores recolectores, De: desmenuzadores, Ra: raspadores, P-H: picadores herbívoros, P: predadores, F: filtradores. Códigos de los sitios en la tabla 3-1.

En algunos sitios la dominancia de colectores recolectores en base a la densidad fue muy alta (>88%), correspondiendo a los mallines La Zeta, Laguna Willimanco, Don Juan, Mallín Crespo, Genoa 2 y Laguna El Toro. Estos altos porcentajes se atribuyeron fundamentalmente a Oligochaeta (*Nais communis*, *Tubifex tubifex*, *Pristina osborni*), Amphipoda (*Hyaella araucana*, *Hyaella curvispina*), y Chironomidae (*Paratrichocladius* sp.). Por otra parte, los filtradores fueron claramente dominantes (>87%) en los sitios Piedra Parada, Gualjaina, La Cancha, Tecka 2, para los cuales los principales representantes fueron crustáceos (Copepoda, Cladocera, Ostracoda) y Culicidae (*Ochlerotatus albifasciatus*; mallín conectado Gualjaina). Si bien no se registraron porcentajes tan altos de colectores recolectores en los ríos (a excepción de El Tropezón), éstos contribuyeron con más de 50% en la mayoría de los ríos (73 % de los sitios) (Fig. 5-17).

La importancia relativa de los grupos funcionales en función de su biomasa fue comparativamente mayor respecto a la observada en relación a la densidad en los grupos: predadores, picadores herbívoros y desmenuzadores (Fig. 5-17). En estos casos se debió a que pocos organismos de gran talla presentaron una alta biomasa. Por ejemplo la contribución relativa en términos de biomasa de los desmenuzadores en los sitios Bracito Chubut, Tributario Huemules y Genoa 1 fue entre tres y cuatro veces mayor a la observada en función de la densidad. Esto se debió mayormente a la presencia de *Verger* spp. (Limnephilidae).

Las especies de colectores recolectores que mostraron picos máximos de biomasa y por ende contribuyeron más en los mallines fueron: *Lumbriculus variegatus* (Oligochaeta) quien alcanzó un valor cercano al 78 % en el sitio Tecka 3 (río), *Hemiosus dejeani* con 53 % en Piedra parada (río), y *Hyaella araucana* con 35 % en el sitio Cherque (río). Mientras que en el caso de los predadores, el odonato *Rionaeschna* sp. contribuyó con 75 % en El Tropezón (río), los hirudíneos *Helobdella michaelsoni* y *H. simplex* 53 % en el mallín Tecka (aislado), y el coleóptero *Lancetes* sp. 40 % en el mallín Benetton 2 (aislado).

Entre los filtradores Ostracoda spp., exhibieron una biomasa relativa de 56,4 % en Piedra Parada (conectado) y *Gigantodax* sp. (Simuliidae) contribuyó con 36 % en Santo (río). El pico de biomasa de raspadores (68 %) en Gualjaina fue explicado por un taxón: el gasterópodo *Chilina* sp. (Tabla 5-3 y Fig. 5-10).

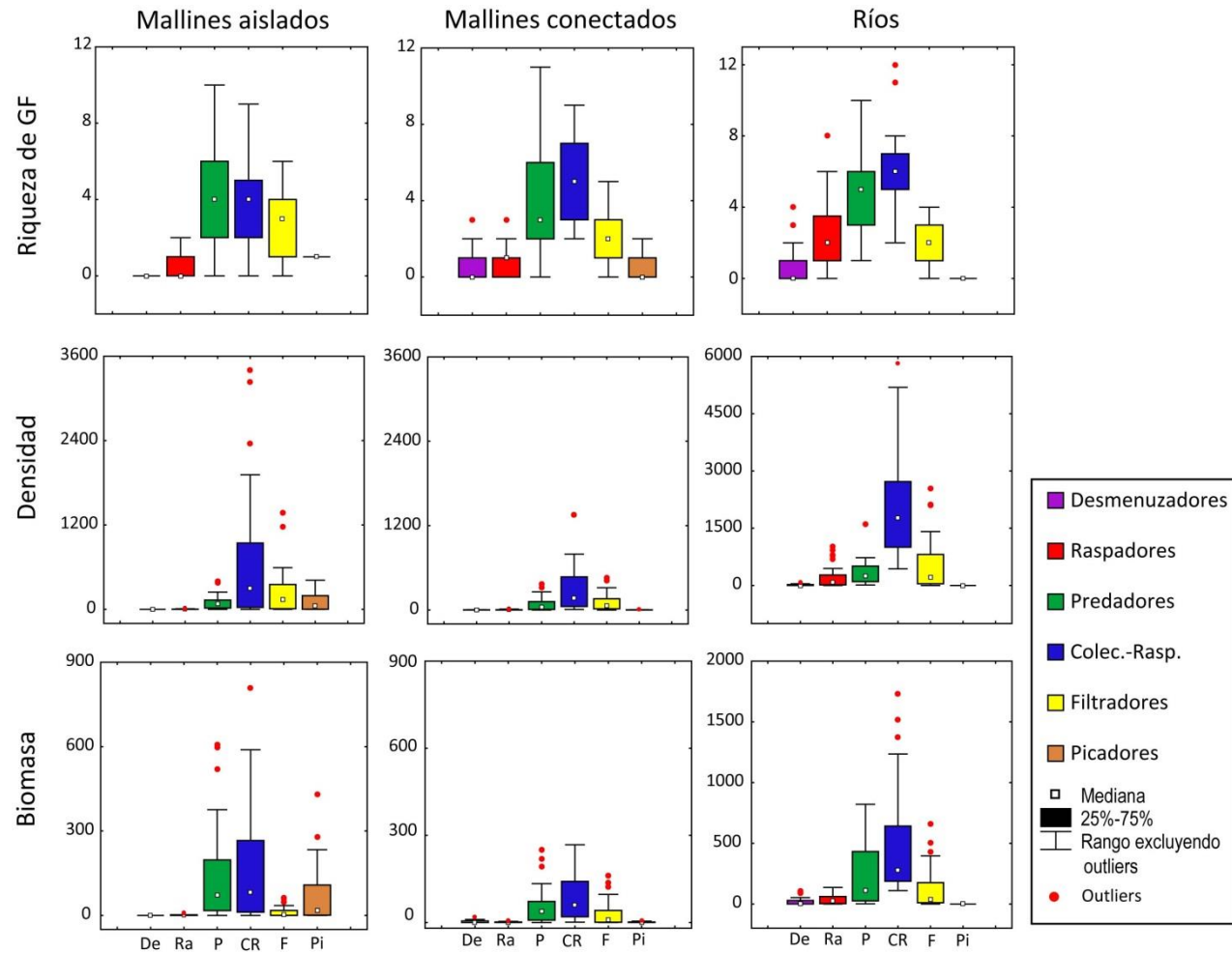


Figura 5-18. Variación de los atributos de los grupos funcionales (riqueza, densidad y biomasa) de las comunidades de invertebrados acuáticos en sitios de distinta condición hidrológica en mallines patagónicos de estepa. Valores de densidad y de biomasa expresados en distintas unidades: sitios aislados y conectados (densidad: ind.m^{-3} y biomasa: mg.m^{-3}) y ríos (densidad: ind.m^{-2} y biomasa: mg.m^{-2}).

La elevada biomasa relativa de picadores herbívoros en los mallines aislados se explicó por la presencia de larvas y adultos de la familia Corixidae que fueron más importantes en dichos ambientes (Fig. 5-10, Fig. 5-18). Por ejemplo *Sigara santiaguensis* y *Sigara vuriloche* contribuyeron con 46,8 % en la Laguna Terraplén (aislado).

La síntesis de la variación de los atributos de los grupos funcionales en relación a la hidrología de los sitios (aislados, conectados y ríos) se presenta en la figura 5-18. Se observa que predadores, colectores recolectores y filtradores estuvieron consistentemente representados en términos de riqueza en los mallines aislados. La contribución de picadores herbívoros en éstos ambientes tanto en densidad como en biomasa también fue un aspecto relevante.

En función de los valores medios de la riqueza taxonómica, son los colectores recolectores y predadores los grupos mejor representados en sitios conectados y este patrón parece mantenerse en términos de densidad y biomasa.

Por último en los ríos, además de la participación de colectores recolectores y predadores en el ensamble, se visualiza un mayor protagonismo de los raspadores. Sin embargo esto último no se vería reflejado al considerar la densidad y la biomasa del grupo.

Los amplios rangos de dispersión observados en las gráficas de los distintos atributos de los grupos funcionales considerados estarían explicados por otras características de los sitios que no están consideradas en éste análisis en particular (hidroperíodo, niveles de disturbio, etc.).

5.1.4.6 Influencia de las condiciones ambientales sobre los ensambles de invertebrados en mallines conectados vs. ríos

El Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) basado en los datos de abundancia de invertebrados (133 taxa) presentes en 30 sitios de muestreo con distinta hidrología (15 mallines conectados y 15 ríos que atraviesan mallines) se presenta en la figura 5-19. El ACC1 (autovalor: 0,393) y el ACC2 (autovalor: 0,292) explicaron el 46% de la varianza de la relación entre los diferentes taxa y los parámetros ambientales, con una alta correlación entre las especies y las variables

relevadas ($>0,95$) (Tabla 5-6). Asimismo el modelo quedó validado por el test de Montecarlo (Tabla 5-6) indicando que los ejes extraídos fueron todos significativos.

Tabla 5-6. Resultados del análisis de correspondencias canónicas entre variables ambientales y la densidad de invertebrados acuáticos de 15 mallines conectados y 15 ríos que atraviesan los mismos. Valores de las correlaciones especie ambiente con los dos primeros ejes del ACC. Los resultados del test de Monte Carlo se detallan en las últimas filas de la tabla.

Variable	ACC 1	ACC 2
Temperatura del agua	-0,28	0,23
Profundidad media	0,02	-0,34
pH	0,18	0,42
Conductividad	-0,14	0,91
Oxígeno disuelto	0,52	-0,01
Velocidad de corriente	0,94	-0,07
Cobertura de plantas acuáticas	-0,29	-0,34
Autovalores	0,393	0,292
Correlaciones especie ambiente	0,95	0,95
Porcentaje acumulado de varianza		
de especies	8	14
de relación especie-ambiente	26,4	46
Test de significancia del primer eje canónico: $F= 1,918, p< 0,0004$		
Test de significancia de todos los ejes canónicos: $F= 1,372, p< 0,0001$		

El eje 1 (ACC 1), permitió discriminar un gradiente ambiental en función de las características hidrológicas de los sitios, el que quedó definido por los niveles de oxígeno disuelto, la velocidad de la corriente y la temperatura del agua. De este modo los sitios de ríos, caracterizados por niveles altos de oxígeno disuelto, mayor velocidad del agua, y menores temperaturas (ej. Piedra Parada II, Gualjaina, Genoa I) se asociaron con el extremo positivo del ACC1. Del mismo modo los sitios conectados caracterizados por menores tenores de oxígeno, menor velocidad del agua, y mayores temperaturas (ej. Santo, Tecka 1, Tecka 2, Tributario huemul, Valle Frío) se localizaron

sobre el lado izquierdo del ACC1. El eje 2 (ACC 2), definió un gradiente ambiental relacionado con variables fisicoquímicas y biológicas, como se muestra en los valores de correlación “intraset” de las variables: conductividad del agua, pH, profundidad media y cobertura de plantas acuáticas (Tabla 5-6). Este eje permitió evidenciar los diferentes niveles de disturbio a los que estuvieron sometidos los distintos sitios. Aquellos que presentaron una alta intensidad de pastoreo fueron los que tuvieron mayor conductividad del agua, mayor pH, menor cobertura de plantas acuáticas, los que se ubicaron hacia el extremo positivo del eje ACC2 (Piedra Parada, El tropezón y El tropezón II). Por otra parte, los sitios con menor impacto ganadero a su vez exhibieron menores valores de conductividad del agua y del pH, mayor cobertura de plantas acuáticas y fueron ambientes ligeramente más profundos, estos quedaron posicionados sobre el extremo negativo del eje y mayormente son todos los sitios en los cuadrantes inferiores izquierdo y derecho del ordenamiento.

En la figura 5-19 se presenta la distribución de los invertebrados acuáticos en los 30 sitios de mallín estudiados en función de las variables ambientales registradas según el análisis de correspondencias canónicas.

Las especies que se registraron o presentaron altos valores de densidad en sitios con mayor velocidad de corriente y altos tenores de oxígeno, fueron agrupadas sobre el lado positivo del ACC1. El ensamble estuvo representado por *Djamalbatista* sp., *Chironomus gr. riparius* (Chironomidae), *Luchoelmis cekalovici* (Elmidae), *Smicridea frequens*, *Neoatopsyche* sp., y *Mastigoptila longicornuta* (Trichoptera), entre otras. Inversamente los ensambles de invertebrados que caracterizaron los sitios de menor contenido de oxígeno, menor velocidad del agua fueron: *Eucyclops* sp.2, *Acanthocyclops* sp. (Cyclopoida), Lumbriculidae sp., *Ochlerotatus albifasciatus* (Culicidae) y *Tropisternus lateralis* (Dytiscidae).

En relación al segundo eje (ACC2) los taxa presentes en los sitios que ostentaron mayores valores de conductividad y pH y que resultaron ser los que tuvieron mayor disturbio ganadero fueron: *Boeckella bergi*, *Mesocyclops annulatus*, *Metacyclops mendocinus* (Copepoda), *Berosus* sp., *Berosus alternans*, *Haliphus subseriatus*, (Coleoptera), Syrphidae sp. y Stratiomyidae sp. (Diptera).

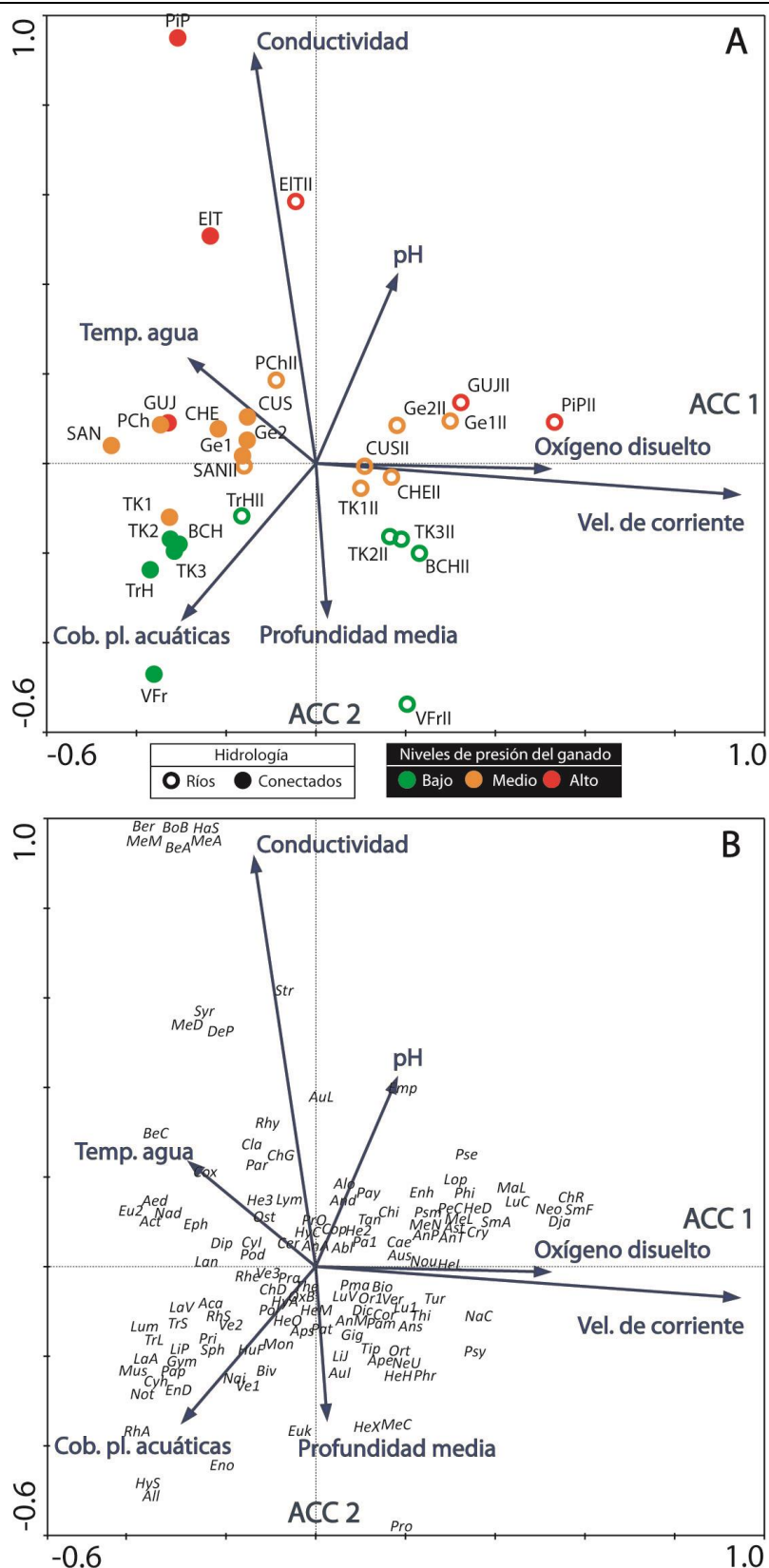


Figura 5-19. Diagrama del ordenamiento según correspondencias canónicas (ACC) de 30 sitios (15 mallines conectados y 15 ríos que los atraviesan) indicado las relaciones ambientales y las distintas intensidades de uso ganadero, basado en la información de abundancia de 133 taxa de invertebrados acuáticos muestreados durante diciembre de 2007. (A) Relaciones sitios-ambiente; (B) Relaciones especie-ambiente. Los nombres completos de los taxa se detallan en la tabla 5-3.

Sobre el extremo negativo de este eje que agrupó sitios que presentaron una mayor cobertura de macrófitos, mayor profundidad y a la vez menor disturbio. Los ensambles de invertebrados asociados fueron: Alluroididae sp. (Oligochaeta), *Helobdella simplex* (Hirudinea), *Meridialaris chiloeensis* (Ephemeroptera), *Enochrus* sp., *Hydrochus stolpi*, *Rhantus antarcticus* (Coleoptera), *Procladius* sp. y *Eukiefferiella* sp. (Chironomidae-Diptera).

5.1.4.7 Influencia de las condiciones ambientales sobre los ensambles de invertebrados en mallines: aislados vs. conectados

Los dos primeros ejes del ordenamiento realizado mediante el Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC) explicaron 34,4 % de la varianza de la relación especies-ambiente. Asimismo, los valores de correlación obtenidos fueron altos (Tabla 5-7). El modelo multivariado obtenido fue significativo, tanto para el primer eje como para los cuatro ejes en su conjunto (Test de Montecarlo, $p < 0,005$).

El ordenamiento de los sitios en función de las variables ambientales definido por los dos primeros ejes se presenta en la figura 5-20. Las variables ambientales utilizadas para producir el ACC y los valores de correlación intraset se presentan en la tabla 5-7. El gradiente ambiental asociado al ACC1 estuvo definido por las variables: pH, conductividad, amonio y riqueza de plantas nativas. Todas estas variables presentaron valores de correlación más altos o más significativos cuando quedaron capturadas por el ACC1. Por otra parte las variables que se correlacionaron en forma significativa con el eje 2 fueron: la temperatura del agua, la profundidad media, la materia orgánica particulada gruesa (MOPG), el fósforo reactivo soluble (PRS) y el área inundada.

Los sitios con mayores valores de temperatura del agua, menor cantidad de MOPG, menor profundidad y menor área, se ubicaron en el cuadrante superior izquierdo. Este grupo comprendió a la mayoría de los mallines conectados ($n=11$), con la excepción de los sitios Genoa 1, Cushamen (ubicados en el cuadrante inferior izquierdo), El Tropezón y Piedra Parada (cuadrante superior derecho) (Fig. 5-20, A).

Tabla 5-7. Resultados del análisis de correspondencias canónicas entre variables ambientales y la densidad de invertebrados acuáticos de 15 sitios conectados y 15 sitios aislados en mallines patagónicos. Los valores de las correlaciones especie ambiente muestran la importancia de las relaciones entre especies y ambiente en los diferentes ejes. Los resultados del test de Monte Carlo se detallan en las últimas filas de la tabla.

Variable	ACC 1	ACC 2
Temperatura del agua	-0,35	0,40
Profundidad media	-0,01	-0,70
pH	0,47	0,13
Conductividad	0,64	0,15
NH ₄	0,25	0,18
MOPG	0,39	-0,42
PRS	0,34	0,57
Riqueza de plantas nativas	-0,46	-0,31
Área de la zona central	0,50	-0,59
Autovalores	0,427	0,393
Correlaciones especie ambiente	0,95	0,95
Porcentaje acumulado de varianza		
de especies	6,9	13,3
de relación especie-ambiente	18	34,6
Test de significancia del primer eje canónico: F= 1,485, p< 0,004		
Test de significancia de todos los ejes canónicos: F= 1,380, p< 0,0002		

Los sitios de mayores proporciones (profundidad y área de la zona central) elevados valores de MOPG, menor temperatura del agua y mayores valores de PRS se ubicaron en los cuadrantes inferiores. En los mismos se agruparon las cuatro lagunas y el mallín Nahuel Pan, todos sitios con grandes áreas inundadas y profundidades mayores a 1,5 m. A su vez, asociados al extremo negativo del ACC 1 se ubicaron la mayoría de los sitios aislados (n=11).

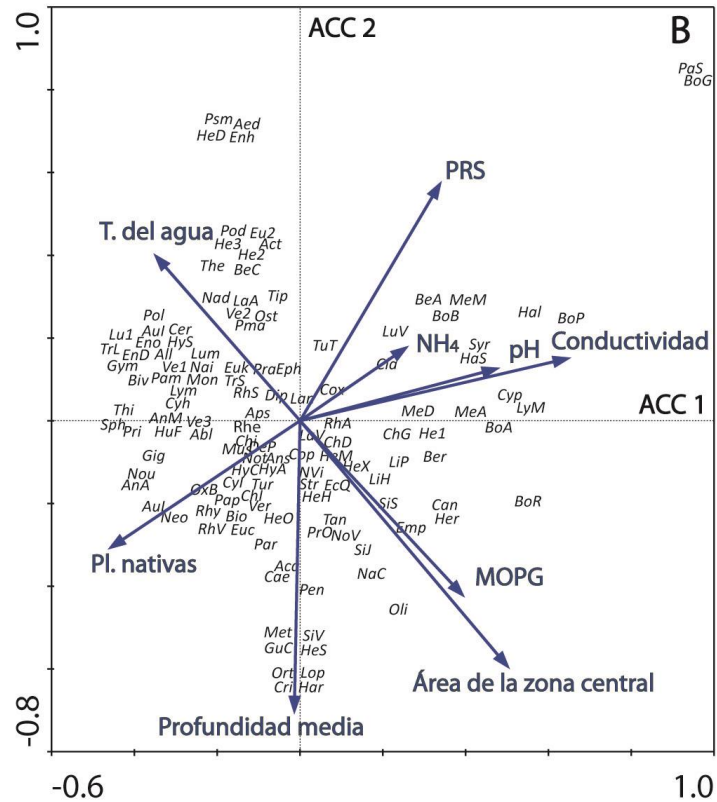


Figura 5-20. Diagrama del análisis de correspondencias canónica (ACC) para 30 mallines (15 conectados y 15 aislados) indicando las relaciones ambientales y las distintas intensidades de disturbio ganadero, basado en la información de abundancia de 130 taxa de invertebrados acuáticos muestreados durante diciembre de 2006 y diciembre de 2007. (A) Relaciones sitios-ambiente; (B) Relaciones especie-ambiente. Los nombres completos de los taxa se detallan en la tabla 5-3.

El gradiente de disturbios según el uso ganadero quedó definido por variables capturadas por los ejes ACC1 y ACC2, esto es, los sitios con niveles bajos de presión del ganado se agruparon en los extremos negativos de ambos ejes (cuadrante izquierdo inferior). Mientras que los sitios con niveles altos de disturbio fueron agrupados hacia los extremos positivos de los ejes ACC1 y ACC2 (cuadrante superior derecho). Entonces los sitios más degradados, que exhibieron altos valores de conductividad, pH, nutrientes (NH_4 y PRS) y una baja riqueza de plantas acuáticas nativas: La cancha, El tropezón, Piedra Parada y Don Juan, quedaron ubicados en el cuadrante superior derecho.

En la figura 5-20 B se representan los 130 taxa según su presencia y relevancia, ubicados en el hiperespacio definido por las variables ambientales.

Las asociaciones de invertebrados que caracterizaron los sitios que exhibieron mayor temperatura y menores dimensiones (área) fueron: *Pseudosmittia* sp., *Ochlerotatus albifasciatus*, *Hemiosus dejeani* y *Enchytraeidae* sp. (cuadrante superior izquierdo). Por otra parte los ensambles de invertebrados que fueron frecuentes en los mallines con un área mayor y un importante aporte de MOPG fueron: *Oligochaeta* sp1., *Boeckella brasiliensis*, *Nais communis* y *Empididae* sp.

El ensamble de invertebrados que dominó los sitios más disturbados estuvo compuesto por *Lumbriculus variegatus* (Oligochaeta), *Boeckella bergi*, *Boeckella gracilipes*, *Boeckella poppei*, *Metacyclops mendocinus*, *Parabroteas sarsi* (Copepoda), Cladocera sp., *Berosus alternans*, *Haliphus* sp., *Haliphus subseriatus* (Coleoptera), y Syrphidae sp. (Diptera). Estos taxa aumentaron en densidad en los sitios en los que la riqueza de plantas acuáticas nativas fue menor, y que además presentaron elevados valores de nutrientes, pH y conductividad. Por el contrario, el ensamble compuesto por *Aulodrilus limnobius* (Oligochaeta), *Eucypris* sp. (Copepoda), *Rhionaeschna* sp. (Odonata), *Andesiops ardua* (Ephemeroptera), *Rhantus validus* (Coleoptera), *Parapsectrocladius* sp. (Chironomidae Diptera), *Neoatopsyche* sp., *Oxyethira bidentata* (Trichoptera) y *Biomphalaria* sp. (Gastropoda), fue característico de los sitios con mayor riqueza de plantas acuáticas nativas, bajos valores de nutrientes, menor pH y aguas más diluidas (menor conductividad).

5.2 Análisis temporal de un mallín de la estepa Patagónica

5.2.1 Análisis temporal de las variables ambientales

Durante el período de muestreo (mayo 2008-abril 2009), la temperatura del aire varió entre -11,3 y 28,9 °C siendo el valor medio anual de 6,7 °C (Fig. 5-21). La precipitación total fue de 303,6 mm (anual), sin embargo el 67 % se concentró entre mayo y agosto (203 mm). El período de estudio puede considerarse húmedo, ya que el valor anual excedió la media de los 12 años anteriores (260 mm a⁻¹). Durante el mencionado período, el valor medio de la velocidad del viento fue de 17 km.h⁻¹ alcanzando registros máximos de 104 km.h⁻¹.

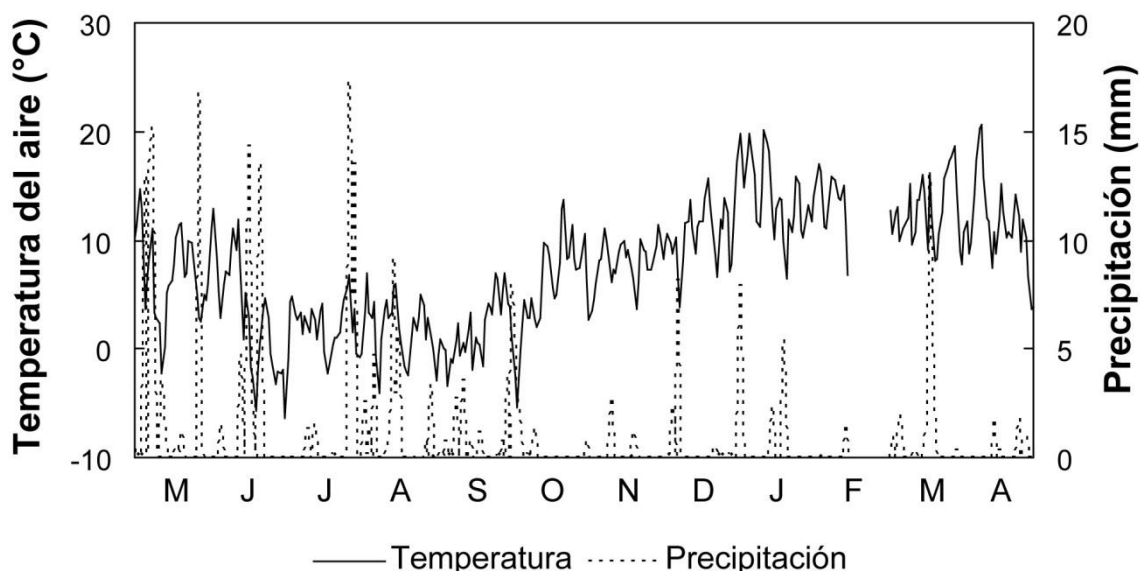


Figura 5-21. Precipitación diaria (línea punteada) y valores medios de la temperatura del aire (línea entera), durante el período de estudio (Mayo 2008-abril 2009) en el Mallín Crespo (Provincia de Chubut, Patagonia, Argentina) (datos perdidos entre febrero y marzo).

La respuesta de las charcas a la precipitación estuvo ligeramente demorada y estuvieron conectadas entre sí desde junio hasta diciembre permaneciendo aisladas el resto del año. El volumen medio de las charcas varió entre 4,57 y 6,62 m³, 0,05 y 3,84 m³, y 2,62-20,89 m³ para P1, P2 y P3 respectivamente (Fig. 5-22) y como era de esperar, el mismo disminuyó considerablemente durante el período de aislamiento.

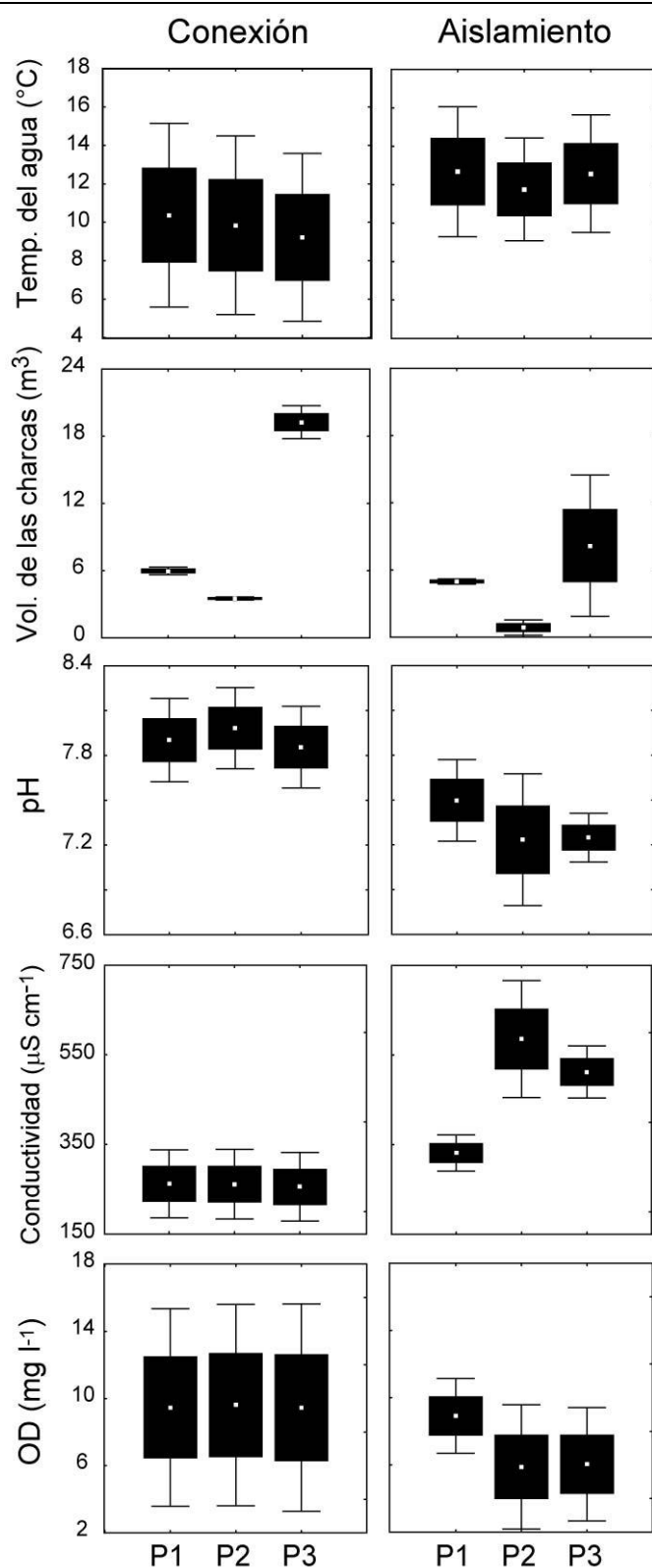


Figura 5-22 Distribución de los valores de las principales variables ambientales documentadas en tres charcas (P1, P2 and P3) del Mallín Crespo (Estepa patagónica), durante las fases hidrológicas de conexión (junio-diciembre) y aislamiento (enero-mayo). Cuadro blanco: valor promedio, cajas negras: error estándar, y barras son 1,96 error estándar.

La temperatura del agua mostró una importante diferenciación temporal sin embargo los valores fueron bastante similares entre pozas para los mismos momentos hidrológicos, esto es, en las fases de conexión y de aislamiento (Fig. 5-22). El menor valor de oxígeno disuelto, $0,8 \text{ mg.l}^{-1}$ se registró en P2 (marzo 2009) y el mayor en P1 ($15,6 \text{ mg.l}^{-1}$, junio 2008). Desde octubre hasta diciembre (2008), no se cuenta con datos de oxígeno disuelto. Los valores de pH fueron desde neutrales a levemente alcalinos (7-8,3). Durante la fase de aislamiento que también se correspondió con el ingreso del ganado, la conductividad del agua se incrementó y este patrón fue más marcado en P2 y P3.

Tabla 5-8. Valores mensuales de nutrientes y del total de sólidos suspendidos (Mayo 2008-abril 2009) en el Mallín Crespo (Provincia de Chubut, Argentina) tomados en la charca P1. NT: nitrógeno total, NO_3 : nitratos, NH_4 : amonio, PT: fósforo total, PRS: fósforo reactivo soluble, TSS: total de sólidos suspendidos –no disponible. La barra negra indica los meses de pastoreo ovino, el resto corresponde al período de exclusión del ganado.

	M	J	J	A	S	O	N	D	J	F	M	A
NT ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	363	356	347	281	275	277	346	353	327	389	-	232
NO_3 ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	<3	-	<3
NH_4 ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	8	5	<5	9	6	5	6	<5	6	9	-	13
PT ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	63	30	24	24	33	41	31	36	45	35	-	16
PRS ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	6	4	<2	2	5	5	<2	<2	<2	2	-	<2
TSS (mg.l^{-1})	85,8	14,9	19,4	28,2	21,8	37,5	109,8	130,8	79,7	32	-	63,9
NT/PT	5,8	11,9	14,5	11,7	8,3	6,8	11,2	9,8	7,3	11,1	-	14,5

Los valores de nutrientes mostraron poca variación durante el período de estudio. El nitrógeno total estuvo comprendido entre 232 (abril) y $389 \mu\text{g.l}^{-1}$ (febrero) y el fósforo total entre 16 (abril) y $63 \mu\text{g.l}^{-1}$ (mayo). El amonio (rango: <5-13) y los nitratos (<3) estuvieron dentro de los valores esperados. Durante todos los meses el coeficiente NT/PT fue menor a 14, lo que sugiere que en estas charcas el N es el nutriente

limitante. Se observaron dos picos de TSS en noviembre (110 mg.l^{-1}) y en diciembre (131 mg.l^{-1}), en coincidencia con el tiempo de pastoreo de las ovejas en el mallín (Tabla 5-8). Asimismo se registraron importantes modificaciones por la acción del ganado como por ejemplo el pisoteo y la presencia de fecas en las orillas y en las inmediaciones de las charcas. Se observó evidencia de herbivoría sobre las plantas terrestres del área marginal y del perímetro de las charcas durante la veranada (Fig. 5-23).



Figura 5-23. Imágenes que ilustran los aportes de (A) fecas y (B) el pisoteo del ganado ovino en las márgenes de las charcas del Mallín Crespo (A: junio 2008 y B: enero 2009).

5.2.2 Composición, riqueza y cobertura de la vegetación acuática del mallín Crespo

Se registraron un total de 19 especies de plantas acuáticas comprendidas en 10 familias durante el estudio. La mayoría de las especies fueron nativas o endémicas (Tabla 5-9). La forma de vida más común fue la emergente (12 taxa) y subemergente (6 taxa). La riqueza de especies varió entre tres y 12 especies en los meses de junio (invierno) y diciembre (principios de verano) respectivamente (Tabla 5-9). La riqueza taxonómica de las charcas temporarias aumentó significativamente en los meses cálidos ($r_{\text{temp aire}}=0,63$, Spearman $p<0,02$) y no se registraron diferencias significativas entre las fases de conexión y aislamiento (Mann-Whitney U test, $p>0,05$). Las especies

más persistentes (>10 meses) fueron las subemergentes *Myriophyllum quitense*, *Lilaeopsis macloviana* y *Chara* sp. (Tabla 5-9).

Como se esperaba la cobertura de plantas acuáticas aumentó significativamente durante la primavera y este patrón fue consistente para las tres charcas (Fig. 5-24). La mínima cobertura se registró durante junio y julio, lo que correspondió a los meses más fríos, en este período además hubo movimiento de agua perceptible en coincidencia con los meses de conexión hidrológica.

Tabla 5-9. Composición florística: presencia/ausencia, origen (N: nativa; En: endémica; Ex: exótica), hábito (E: emergente; F: hojas flotantes; S: subemegente) y riqueza taxonómica acumulada de plantas acuáticas de 3 charcas temporarias, muestreadas mensualmente entre mayo de 2008 y abril de 2009 (Chubut) en el Mallín Crespo. Las barras negras indican la presencia de las especies de plantas acuáticas.

Taxa	Ori.	Hab.	M	J	J	A	S	O	N	D	E	F	M	A
Bryophyta spp.		E												
Characeae														
<i>Chara</i> sp.		S												
Cladophoraceae														
<i>Cladophora</i> sp.		S												
Apiaceae														
<i>Lilaeopsis macloviana</i> (Gand.) A.W. Hill	N	S												
Brassicaceae														
<i>Cardamine variabilis</i> Phil.	En	E												
Campanulaceae														
<i>Lobelia oligophylla</i> (Wedd.) Lammers	N	E												
Cyperaceae														
<i>Carex nebulorum</i> Phil.	N	E												
<i>Eleocharis pseudoalbibracteata</i> S. González y Guagl.	N	E												
<i>Phylloscirpus acaulis</i> (Phil.) Goetgh. y D.A. Simpson	N	E												
Haloragaceae														
<i>Myriophyllum quitense</i> Kunth	N	S												
Juncaceae														
<i>Juncus balticus</i> Willd.	N	E												
<i>Juncus scheuchzerioides</i>	N	E												

[illegible]

5.2.3 Detrito orgánico

En líneas generales los patrones de distribución estacional de las diferentes fracciones de detrito fueron los mismos en las tres charcas (Fig. 5-24), con menores valores en invierno y primavera (junio a noviembre) y un incremento de la biomasa hacia el verano (diciembre en adelante). El análisis de la materia orgánica particulada gruesa reveló que el ítem “macrófitas” (principalmente *M. quitense*) fue la fracción dominante en P1 (máximo de 847 g DM m⁻³) y P3 (máximo 257 g DM m⁻³), mientras que las MOPG prevaleció en P2. En esta charca *Cladophora* sp. fue el productor primario dominante (Fig. gráfico). En P2, durante marzo, la biomasa de MOPG alcanzó un valor máximo de 637 g DM m⁻³ mientras que la biomasa de MOPF fue de 287,8 g DM m⁻³.

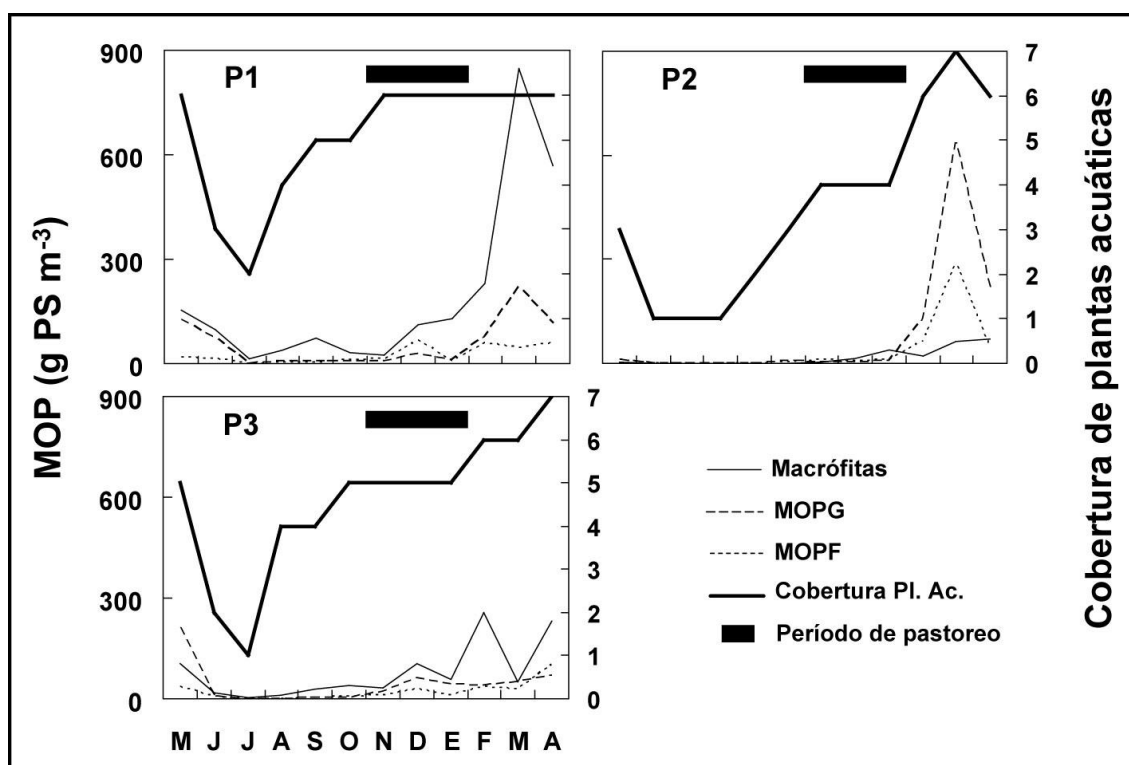


Figura 5-24. Variación mensual (mayo 2008-abril 2009) de la materia orgánica particulada (MOP) y la cobertura de plantas acuáticas de tres charcas temporarias de la estepa patagónica (Mallín Crespo, Chubut). Las categorías de cobertura de plantas acuáticas fueron explicadas en la metodología. El período de pastoreo ovino está indicado en la figura (barra negra).

5.2.4. Comunidad de invertebrados acuáticos en el Mallín Crespo

La riqueza total acumulada de invertebrados para las tres charcas temporarias (P1, P2 y P3) durante el año de estudio fue de 56 taxa. *Aulodrilus limnobius*, Ostracoda sp. y *Paratrichocladius* sp. fueron los taxa más frecuentes (>8 meses) (Tabla 5-10). La comunidad estuvo compuesta principalmente por insectos (71 % riqueza taxonómica). Los órdenes mejor representados fueron Diptera y Coleoptera con 19 y 12 taxa respectivamente.

La riqueza taxonómica siguió un patrón estacional que fue similar para las tres charcas, con valores máximos durante los meses de verano y mínimos durante los meses de invierno. Para la charca P2 no se registraron organismos durante los meses de julio y agosto. El oligoqueto *Aulodrilus limnobius* (P1 y P3) y el plecóptero *Potamoperla myrmidon* (P3) fueron las únicas especies presentes durante julio. La riqueza máxima se registró en P3 durante el mes de diciembre (28 taxa) y durante el mismo mes se observaron valores altos para P1 (22 taxa) y P2 (19 taxa) (Fig. 5-25).

Tabla 5-10. Densidad media (ind.m⁻³) y frecuencia (en paréntesis) de invertebrados acuáticos, durante los períodos de aislamiento (A) y conexión (C) en tres charcas del Mallín Crespo, provincia de Chubut (mayo 2008-abril 2009).

Taxa	CO	GF	P ₁		P ₂		P ₃	
			A	C	A	C	A	C
Anelidae								
<i>Aulodrilus limnobius</i> Bretscher	Aul	CR	783 (3)	630 (7)	324 (3)	106 (3)	74 (2)	85 (7)
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen)	Cha	CR	982 (4)	777 (2)	1872 (3)	105 (2)	72 (2)	273 (2)
<i>Helobdella michaelseni</i> Blanchard	HeM	P	52 (2)	24 (1)	240 (3)	2 (1)	79 (1)	16 (3)
<i>Helobdella simplex</i> (Moore)	HeS	P		16 (1)			79 (1)	4 (1)
<i>Helobdella</i> sp.2	He2	P	128 (4)	2 (1)	197 (1)		10 (1)	14 (3)
Mollusca								
<i>Lymnaea</i> sp.	Lym	Ra	41 (1)	493 (5)		21 (2)	189 (2)	55 (3)
<i>Biomphalaria</i> sp.	Bio	Ra	15 (1)	4 (1)				1 (1)
Sphaeriidae sp.	Sph	F	976 (3)	20 (2)	135 (1)		16 (1)	
Arthropoda								
Acari sp.	Aca	CR	31 (1)		52 (2)		10 (1)	
Crustacea								
Ostracoda sp.	Ost	F	852 (4)	1855 (5)	535 (4)	1675 (4)	874 (4)	425 (4)
<i>Acanthocyclops</i> sp.	Act	P	28 (1)	2 (1)	925 (3)		283 (4)	6 (2)
<i>Eucyclops chilensis</i> Löffler	Euc	F	795 (4)	57 (1)	15.10 ⁴ (3)	2 (1)	469 (4)	33 (2)
<i>Paracyclops chiltoni</i> (Thomson)	Pcy	F	19 (1)		1577 (3)			
<i>Tropocyclops prasinus meridionalis</i> (Kiefer)	Tpm	F			1393 (1)			
Harpacticoida	Har	CR	19 (1)		1720 (3)		39 (2)	
<i>Hyalella curvispina</i> Shoemaker	Hya	De	68 (3)		498 (3)	2 (1)	330 (5)	
Hexapoda								
Plecoptera								
<i>Potamoperla myrmidon</i> (Mabille)	Pot	Ra		2 (1)				
Odonata								
<i>Rionaeschna</i> sp.	Ryo	P	596 (5)	28 (4)	578 (4)	2 (1)	969 (5)	3 (1)
<i>Cyanallagma interruptum</i> (Selys)	Cya	P	3063 (5)	49 (4)	290 (2)	5 (2)	922 (5)	10 (3)
Coleoptera								
<i>Lancetes</i> sp.	Lan		234 (5)	102 (3)	13 (1)	32 (3)	245 (4)	36 (3)
<i>Lancetes flavipes</i> Zimmermann	LFI	P	6 (1)					
<i>Lancetes nigriceps</i> (Erichson)	LNi	P	175 (4)	2 (1)	208 (2)		26 (2)	1 (1)
<i>Lancetes varius</i> (Fabricius)	LVa	P	258 (4)		73 (2)		90 (2)	1 (1)
<i>Rhantus signatus</i> (Fabricius)	Rha	P		16 (1)	194 (2)	2 (1)	51 (3)	4 (1)
<i>Liodessus patagonicus</i> (Zimmermann)	Lio	P	31 (2)	18 (2)	222 (2)	2 (1)	9 (1)	
<i>Haliphus subseriatus</i> (Zimmermann)	Hal	CR			9 (1)			

<i>Gymnochthebius</i> sp.	Gym	Ra		4 (1)	222 (2)			7 (1)
<i>Tropisternus setiger</i> (Germar)*	Tro	CR	214 (4)	77 (2)	648 (3)	3 (1)	411 (4)	30 (2)
<i>Enochrus</i> sp.	Eno	CR				2 (1)		2 (1)
<i>Enochrus vicinus</i> Solier	EVi	P-H	59 (2)				371 (2)	
<i>Enochrus darwini</i> (Knisch)	EDa	P-H	28 (1)		13 (1)		47 (2)	
Hemiptera								
<i>Ectemnostega quadrata</i> (Signoret)	Ect	P-H	164 (4)	8 (1)	7 (1)	3 (2)	158 (3)	20 (1)
<i>Notonecta vereertbruggheni</i> (Hungerford)	Not	P	10 (1)				13 (1)	
Trichoptera								
<i>Verger</i> sp. 1	Ve1	De		10 (2)				5 (2)
<i>Verger</i> sp. 2	Ve2	De	16 (1)					
<i>Oxyethira bidentata</i> (Mosely)	Oxy	CR					9 (1)	1 (1)
<i>Parasericostoma ovale</i> (Schmid)	POv	De	47 (1)	2 (1)				
Diptera								
<i>Chironomus gr. decorus</i>	CDe	CR			259 (2)		635 (2)	
Chironomidae sp.	Chi	CR						2 (1)
<i>Paratanytarsus</i> sp.	Par	CR	910 (4)	204 (2)	632 (3)	6 (1)	2682 (5)	188 (3)
<i>Paratrichocladius</i> sp.	Ptr	CR	1054 (5)	1422 (5)	290 (3)	199 (3)	1250 (4)	558 (5)
<i>Parachironomus</i> sp.	Pch	CR	398 (4)	1302 (1)	698 (2)	132 (1)	1332 (4)	349 (1)
Podonominae sp.	Po1	CR		5 (1)		2 (1)		8 (1)
Podonominae sp. 2	Po2	CR		64 (1)		9 (2)		19 (2)
<i>Corynoneura</i> sp.	Cor	CR	112 (2)	979 (2)	52 (1)	16 (1)	217 (3)	122 (2)
<i>Tanytarsus</i> sp.	Tan	F	31 (1)	33 (1)	39 (1)	3 (1)	100 (3)	
<i>Alotanypus</i> sp.	Alo	P	46 (2)	8 (1)	151 (2)		202 (5)	4 (1)
<i>Ablabesmyia</i> sp.	Abl	P			7 (1)		9 (1)	4 (1)
<i>Paramerina</i> sp.	Pme	P	31 (1)		7 (1)		10 (1)	43 (1)
Psychodidae	Psy	CR		8 (3)	9 (1)			
Empididae	Emp	P			177 (1)		24 (2)	
Ephydriidae	Eph	CR		2 (1)			8 (1)	
Stratiomyidae	Str	CR		2 (1)				1 (1)
<i>Gigantodax</i> sp.	Gig	F		10 (2)				3 (2)
Ceratopogonidae sp. 1	Ce1	P		10 (2)				1 (1)
Ceratopogonidae sp. 2	Ce2	P				2 (1)	9 (1)	1 (1)

CO: código utilizado en el ordenamiento; A: aislados; C: conectados; GF: grupos funcionales; De: desmenuzadores; Ra: raspadores; P: predadores; CR: colectores-recolectores; CF: colectores-filtradores; P-H: perforadores-herbívoros. * Larva: Predadora.

La densidad siguió una tendencia estacional similar a la riqueza taxonómica, pero con marcadas diferencias en los valores de densidad total y en los grupos dominantes de cada charca. La densidad máxima en P2, fue 15 y 30 veces mayor que en P1 y P3 respectivamente (Fig. 5-25). Este valor excepcional se explicó por la presencia de *Eucyclops chilensis* (marzo) y la reducción del volumen de la charca P2.

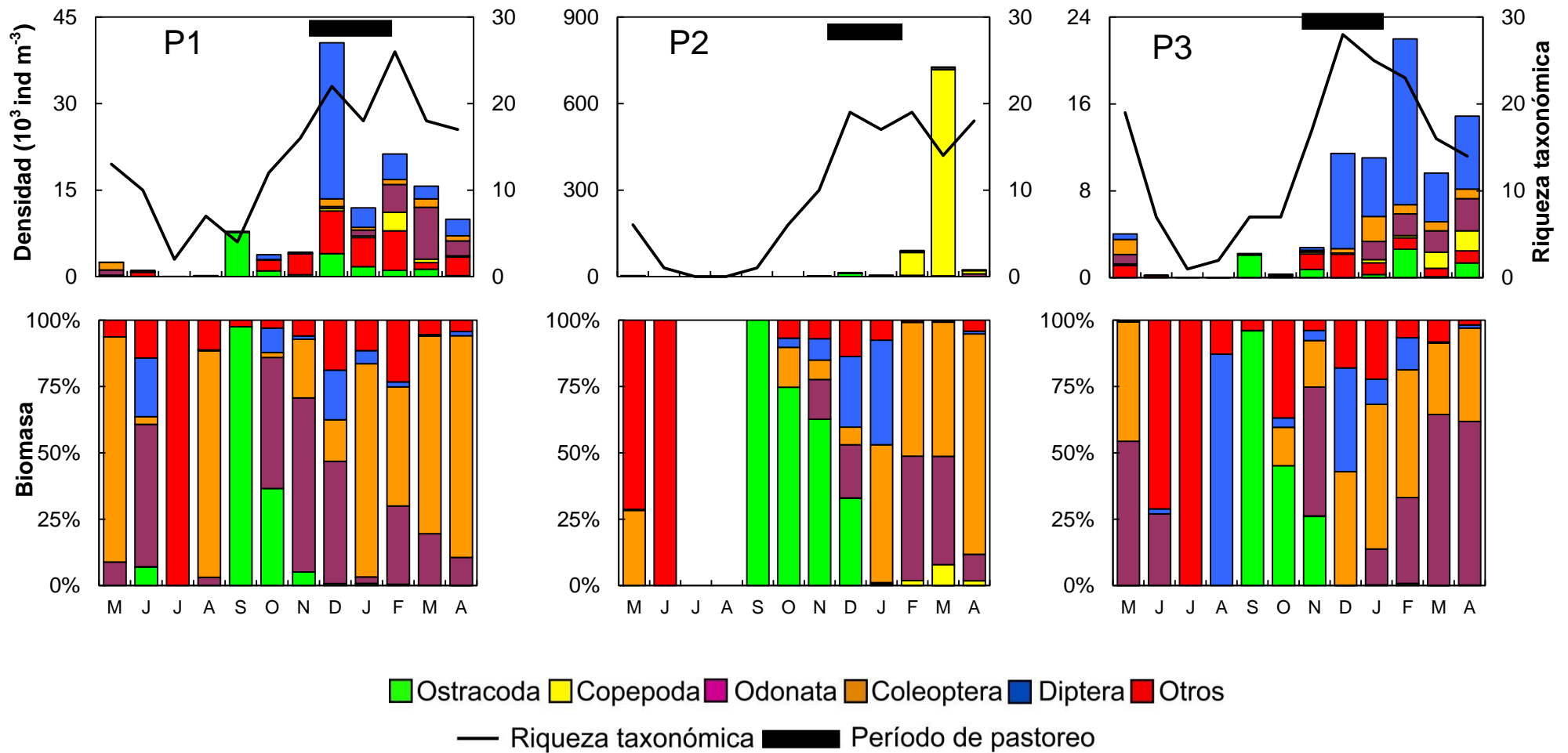


Figura 5-25. Variación mensual de la riqueza taxonómica, densidad media y contribución relativa de la biomasa de los grupos más abundantes de invertebrados acuáticos en tres charcas en un mallín Patagónico (Crespo). Período de muestreo de mayo de 2008 a abril de 2009. El período de pastoreo ovino se indica con una barra negra.

El orden Diptera, principalmente los quironómidos *Parachironomus* sp., *Paratrichocladius* sp. y *Paratanytarsus* sp. dominaron las muestras en P1 y P3 durante diciembre y febrero respectivamente (Tabla 5-10).

Al analizar mensualmente la biomasa de invertebrados los patrones fueron distintos a los reflejados por la densidad (Fig. 5-25), resultando P1 y P3 codominados por Coleoptera y Odonata, y P2 por Coleoptera y Ostracoda.

En cuanto a los grupos funcionales, los filtradores dominaron entre febrero y abril en P2, alcanzando más del 90% de la densidad total (Fig. 5-26). Sin embargo, los colectores recolectores fueron el grupo funcional más importante en términos de densidad en P1 y P3.

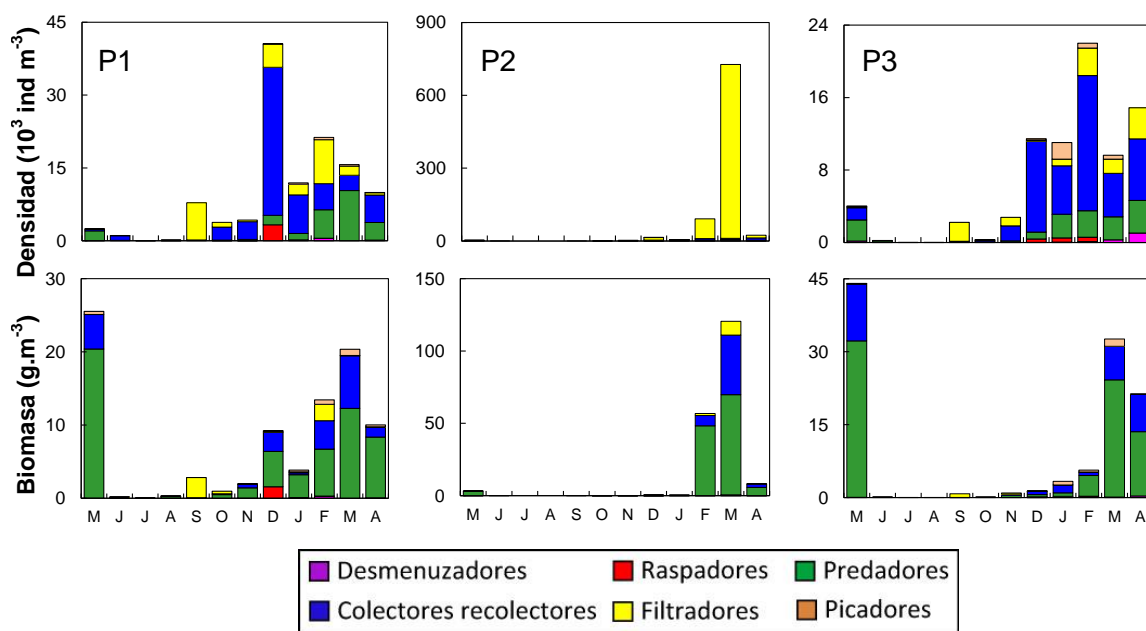


Figura 5-26. Patrones de distribución estacional de los grupos funcionales (GF) por densidad (10^3 ind.m^{-3}) y biomasa (g.m^{-3}). Estudio en tres charcas temporarias (mayo 2008-abril 2009) en el mallín Crespo (Chubut).

Por otra parte, al analizar la biomasa de grupos funcionales, se observó que los predadores dominaron todas las charcas, seguidos por los colectores recolectores. La mayor biomasa de invertebrados se registró en P2 ($48,6 \text{ g.m}^{-3}$), debido a la participación del predador *Rionaeschna* sp. Este registro fue 3 y 4 veces mayor que la máxima registrada para otros predadores en P3 (*Rionaeschna* sp.) y P1 (*Lancetes nigriceps*) respectivamente (Fig. 5-26). Los perforadores herbívoros presentaron una

mayor contribución en las charcas P1 y P3 durante el período de aislamiento fundamentalmente por la presencia del corixido *Ectemnostega quadrata* seguidos de los coleópteros *Enochrus vicinus* y de *E. darwini*.

5.2.5 Comunidad de invertebrados acuáticos y relaciones ambientales

El primer ordenamiento RDA, mostró una fuerte relación entre la distribución temporal de los invertebrados y las características ambientales analizadas. Las variables ambientales seleccionadas por este ordenamiento están representadas en la figura como vectores (Fig. 5-27), cuyo sentido apunta en la dirección del máximo valor de la variable asociada.

Las correlaciones especies-ambiente fueron de: 0,90 y 0,76 para el primer y segundo eje respectivamente (Tabla 5-11), lo que sugiere una relación cercana entre especies y variables ambientales. El test de Monte Carlo, utilizado para juzgar la consistencia de las relaciones, produjo valores significativos para todos los ejes (Tabla 5-11). Los factores con mayor valor predictivo fueron variables fisicoquímicas las que explicaron 37,8% de la variación de especies (Tabla 5-11).

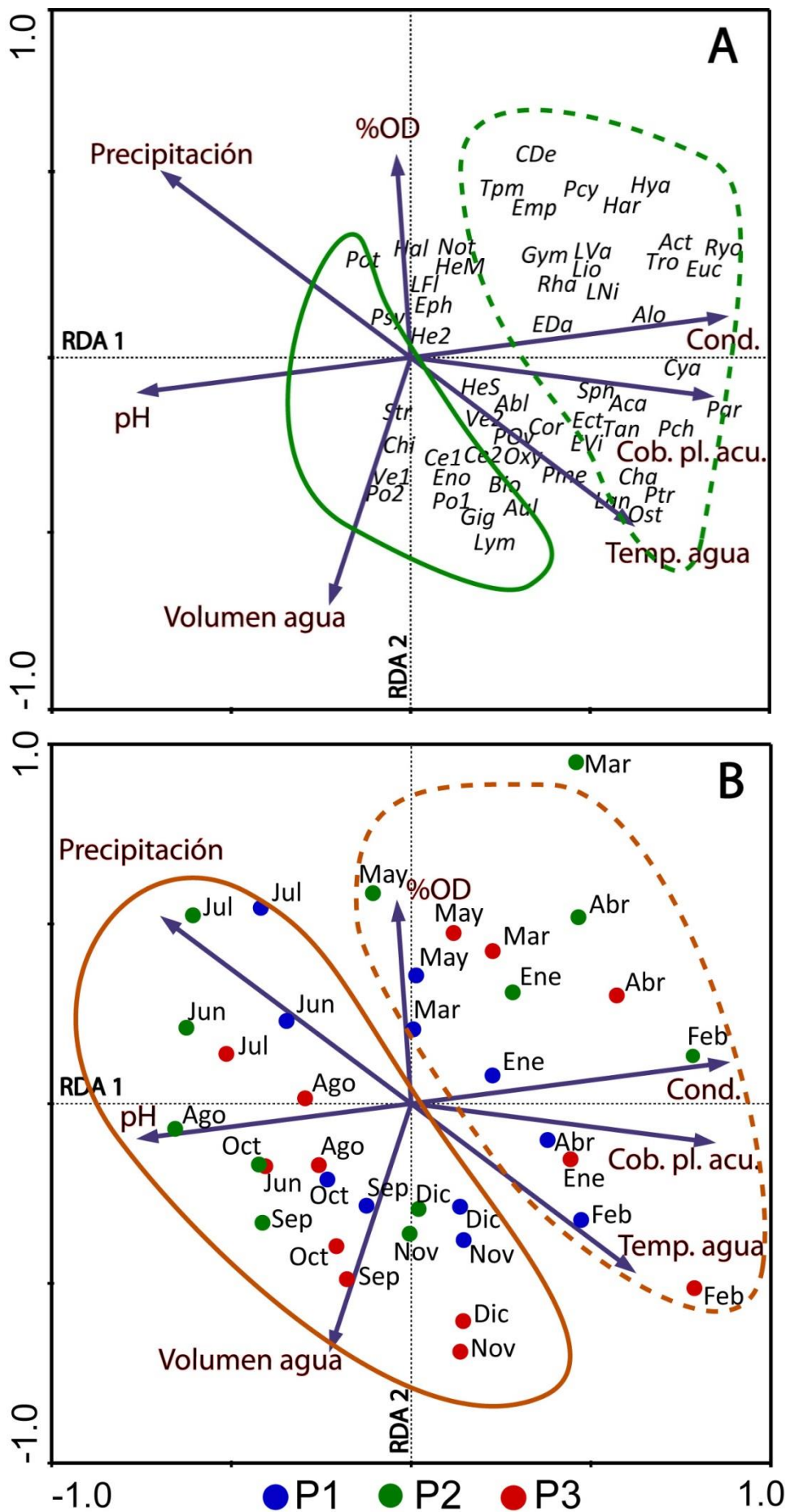
El principal gradiente ambiental (RDA1) estuvo determinado por las variables: pH, conductividad, cobertura de plantas acuáticas, temperatura del agua y precipitación pluvial, en las que la estacionalidad tuvo fuerte incidencia. Los sitios ubicados en los cuadrantes superior e inferior de la derecha, corresponden a los meses más cálidos (verano y otoño temprano), lo que a su vez coincide con los meses de aislamiento de las charcas (Fig. 5-27). En concordancia, durante este período las precipitaciones fueron muy bajas, el pH disminuyó, la conductividad alcanzó los valores máximos y las plantas acuáticas cubrieron un porcentaje mayor de las charcas. Por otra parte, la mayoría de las muestras colectadas durante el período de conexión hidrológica (junio-diciembre), se ubicaron en los cuadrantes izquierdos (Fig. 5-27).

El segundo eje RDA definió un gradiente ambiental asociado positivamente con el porcentaje de oxígeno disuelto y negativamente con el volumen de las charcas. La figura 5-27 A ilustra la posición de los invertebrados acuáticos a lo largo de estos gradientes.

Tabla 5-11: Resultados del RDA para todas las charcas (izquierda) y para P1 (derecha), luego de un año de muestreo en el Mallín Crespo. Valores de correlaciones intraset de las variables ambientales con los ejes del RDA, en base a la densidad de las especies de invertebrados acuáticos en tres charcas de un mallín Patagónico de estepa (Crespo). Los resultados del test de Monte Carlo se detallan en las últimas filas de la tabla.

Variables	Las 3 charcas		P1	
	RDA 1	RDA 2	RDA 1	RDA 2
Precipitación	-0,62	0,39	-0,59	0,57
Temperatura del agua	0,55	-0,39	0,55	-0,31
Volumen de la charca	-0,19	-0,51	-0,64	-0,47
pH	-0,67	-0,07		
Conductividad del agua	0,78	0,09	0,75	-0,22
% oxígeno disuelto	-0,03	0,41		
Cobertura de plantas acuáticas	0,75	-0,08		
Biomasa de macrófitas			0,73	0,37
Total de sólidos en suspensión			0,57	-0,01
Autovalores	0,300	0,078	0,416	0,106
Correlaciones especie ambiente	0,90	0,76	0,96	0,91
Porcentaje acumulado de varianza				
de especies	30,0	37,8	41,6	52,2
de relación especie-ambiente	60,4	76,2	60,6	76,1
<i>p</i> -valores para el test de Monte Carlo				
RDA 1: $F= 11,985$; $p< 0,0001$			$F= 3,555$; $p< 0,024$	
Todos los ejes canónicos: $F= 3,94$; $p< 0,0001$			$F= 1,816$; $p< 0,04$	

Un total de 28 taxa estuvieron claramente asociados con el período de aislamiento de las charcas (línea punteada en figura 5-27), mientras que otro grupo de 14 taxa (línea continua en figura 5-27) sólo se registraron o aumentaron numéricamente durante los meses de conexión hidrológica, en coincidencia con bajas temperaturas, mayor precipitación y valores altos de pH (Fig. 5-27, Tabla 5-11).



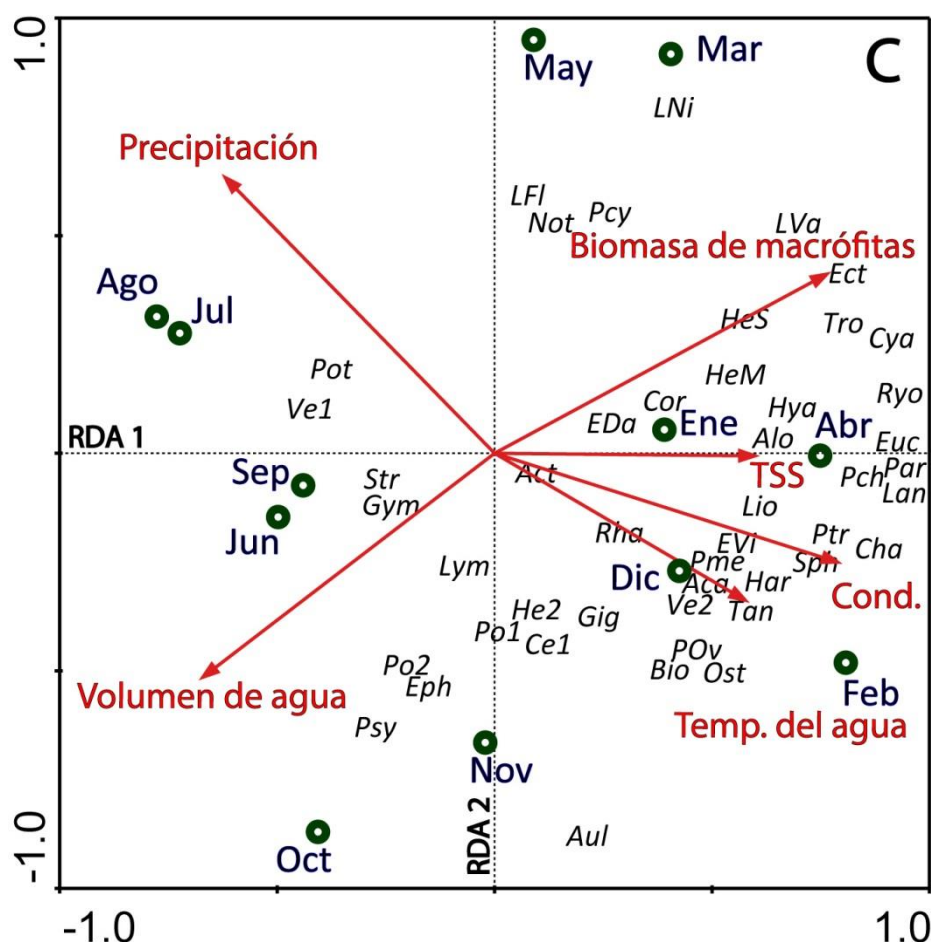


Figura 5-27. Diagrama del análisis de redundancias (RDA) para 3 charcas temporarias indicado las relaciones ambientales, basado en la información de abundancia de 56 taxa de invertebrados acuáticos muestreados mensualmente durante un año (mayo 2008-abril 2009). (A) Relaciones especie-ambiente; (B) Relaciones meses-ambiente. Los nombres completos de los taxa se detallan en la tabla 5-10. La línea punteada indica el período de conexión y la línea completa el período de aislamiento. (C) Triplot resultado del análisis de redundancias realizado para P1, presentando la distribución de las especies y los meses en el hiperespacio de las variables ambientales.

El análisis de redundancias producido para la charca P1 (Fig. 5-27, C) mostró que las variables medidas explicaron 64,7 % de la varianza de los ensambles de invertebrados. La conductividad, el total de sólidos suspendidos y la biomasa de macrófitas se correlacionaron positivamente con el eje RDA 1 (Tabla 5-11) siendo las muestras obtenidas durante el período de veranada ganadera ubicados hacia el lado positivo del RDA 1. De este modo los taxa más tolerantes: *Chaetogaster diaphanus*, *Paratanytarsus* sp., *Parachironomus* sp. (colector-recolector), *Eucyclops chilensis*

(filtrador), *Rionaeschna* sp. y *Lancetes* sp. (predadores) fueron posicionados hacia la derecha del eje RDA 1. Por otro lado dos raspadores (*Potamoperla myrmidon* y *Gymnochthebius* sp.), un desmenuzador (*Verger* sp.) y un colector-recolector (*Stratiomyidae* sp.) se ubicaron hacia el extremo negativo del eje RDA 1, en coincidencia con el período de recarga de las charcas (mayor precipitación, aumento del volumen de charca y bajos valores de conductividad) y de exclusión ganadera (menores valores de total de sólidos en suspensión).

5.3 Invertebrados y métricos: respuestas al disturbio

5.3.1 Análisis y selección de métricos

Los métricos propuestos para ser evaluados como indicadores de disturbio en mallines constituyeron una serie de 35 medidas estructurales y funcionales del ensamble de invertebrados acuáticos en los ambientes estudiados (Tabla 4-1). Sin embargo, el total de métricos analizados fueron 89 (Anexo 2), ya que los métricos “biomasa seca de cada familia de insectos” y “biomasa seca de cada orden de invertebrados no insectos” comprendieron 34 y 15 métricos diferentes, respectivamente. Además de los métricos propuestos aquellos relacionados a los roles tróficos se calcularon en base a la densidad y a la biomasa de los invertebrados, por lo que en total fueron 12 métricos adicionales más.

En la selección de métricos se evaluaron varios aspectos que permitieron descartar aquellos que no cumplieron con ciertos mínimos de robustez y predicción. Se retiraron los métricos que: a) no mostraron la respuesta esperada al disturbio y no segregaron sitios con distintos niveles de impacto, b) que presentaron un bajo nivel de discriminación: dado por la baja diferenciación entre los rangos intercuartiles y las medianas en pares de comparaciones, y c) que una vez calculados mostraron muchos ceros en las matrices, lo que ocurrió cuando el métrico considerado se basó en alguna especie o rasgo que fue poco frecuente en el total de sitios. Como resultado de aplicar estos criterios se descartaron un total de 67 métricos.

Los 22 métricos restantes y que se preseleccionados se presentan en la tabla 5-12.

En una instancia posterior, aquellos métricos que presentaron muchos ceros o valores bajos en los sitios de referencia también fueron eliminados, ya que no permitieron realizar comparaciones entre los tres niveles de disturbio explicitados (Tabla 5-12). Algunos de los métricos preseleccionados mostraron valores muy variables en alguno de los niveles de disturbio, razón por la cual también fueron eliminados. En esta instancia se descartaron 13 métricos más (Tabla 5-12).

Tabla 5-12. Métricos preseleccionados y seleccionados (negrita) en función de su respuesta a los disturbios ganaderos en 30 mallines de estepa patagónica (Noroeste de Chubut). Se consignan el poder de discriminación y razones para rechazar algunos de los métricos. El poder de discriminación se expresa según el nivel de apartamiento entre pares de grupos: 3) fuerte sin solapamiento; 2) fuerte con solapamiento y 1) moderado con solapamiento.

Medida	Métrico	Poder de discriminación	Razones para su rechazo
Riqueza	N° de taxa de invertebrados	3	
	N° de familias de insectos	3	
	N° de órdenes de invertebrados no insectos	2	
	N° de taxa de insectos	3	
	N° de taxa de crustáceos + moluscos	1	Variable
	N° de taxa de quironómidos	3	
Tolerancia/ Intolerancia	% del taxón dominante	1	Variable/Débil
	H'	1	Variable/Débil
	Biomasa de Chironomidae	1	Variable
Enumeraciones	Biomasa de Amphipoda	2	
	Composición		
	% de anfípodos	2	
	% EOT	3	
	% de efemerópteros y tricópteros	2	Valores bajos
	% de ditíscidos	1	Variable
	% de quironómidos	1	Variable
Roles tróficos	% Predadores	2	
	% Predadores B	1	Variable
	% Raspadores	3	Valores bajos
	% Raspadores B	3	Valores bajos
	% Filtradores	1	Variable
	% Desmenuzadores	3	Valores bajos
	% Desmenuzadores B	3	Valores bajos

*B: biomasa

En la figura 5-28 se presentan los valores de dispersión de dos métricos que fueron descartados por ser variables, y mostrar una respuesta débil al disturbio (nivel de apartamiento 1). Si bien H' permitió discriminar entre tipos de disturbio bajo-medio vs. alto, los rangos de variación del métrico en el tipo "alto" fueron grandes. En el caso de % de taxón dominante si bien la respuesta fue la esperada: es decir aumento del métrico con el incremento del disturbio, los niveles de apartamiento entre grupos no fueron muy consistentes.

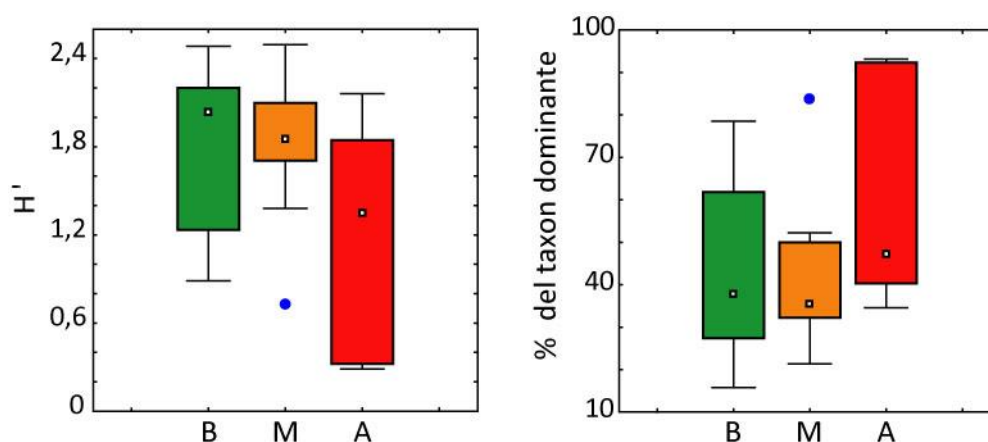


Figura 5-28. Discriminación de 2 métricos de invertebrados para sitios con diferentes intensidades de disturbios ganaderos (B: bajo, M: medio y A: alto) en 30 ambientes acuáticos de mallines patagónicos. Rango de barras muestra el rango de los valores excluyendo outliers, cajas son rangos intercuartiles (percentiles: 25% al 75%); cuadrados blancos son medianas y puntos azules son valores outliers.

Una vez aplicados en forma secuencial los criterios de selección sobre el total de 89 métricos iniciales, resultaron 9 métricos candidatos para evaluar disturbios en los mallines seleccionados (Fig. 5-29), el cual estuvo compuesto por: cinco métricos de riqueza, uno de enumeración, dos de composición y uno de rol trófico. De este modo quedaron representados diversos atributos comunitarios.

Uno de los métricos más robustos fue el “n° de familias de insectos”, con una sensibilidad muy fuerte (tipo 3) y valores de medianas de 9 y 5 familias para los sitios con bajo y alto nivel de disturbio. Los otros cuatro métricos de riqueza “n° taxa de invertebrados”, “n° de órdenes de invertebrados no insectos”, “n° de taxa de insectos” y “n° de taxa de quironómidos”, mostraron el mismo comportamiento, pero no fueron tan consistentes por poseer una mayor variabilidad en los valores de los sitios con bajo nivel de disturbio.

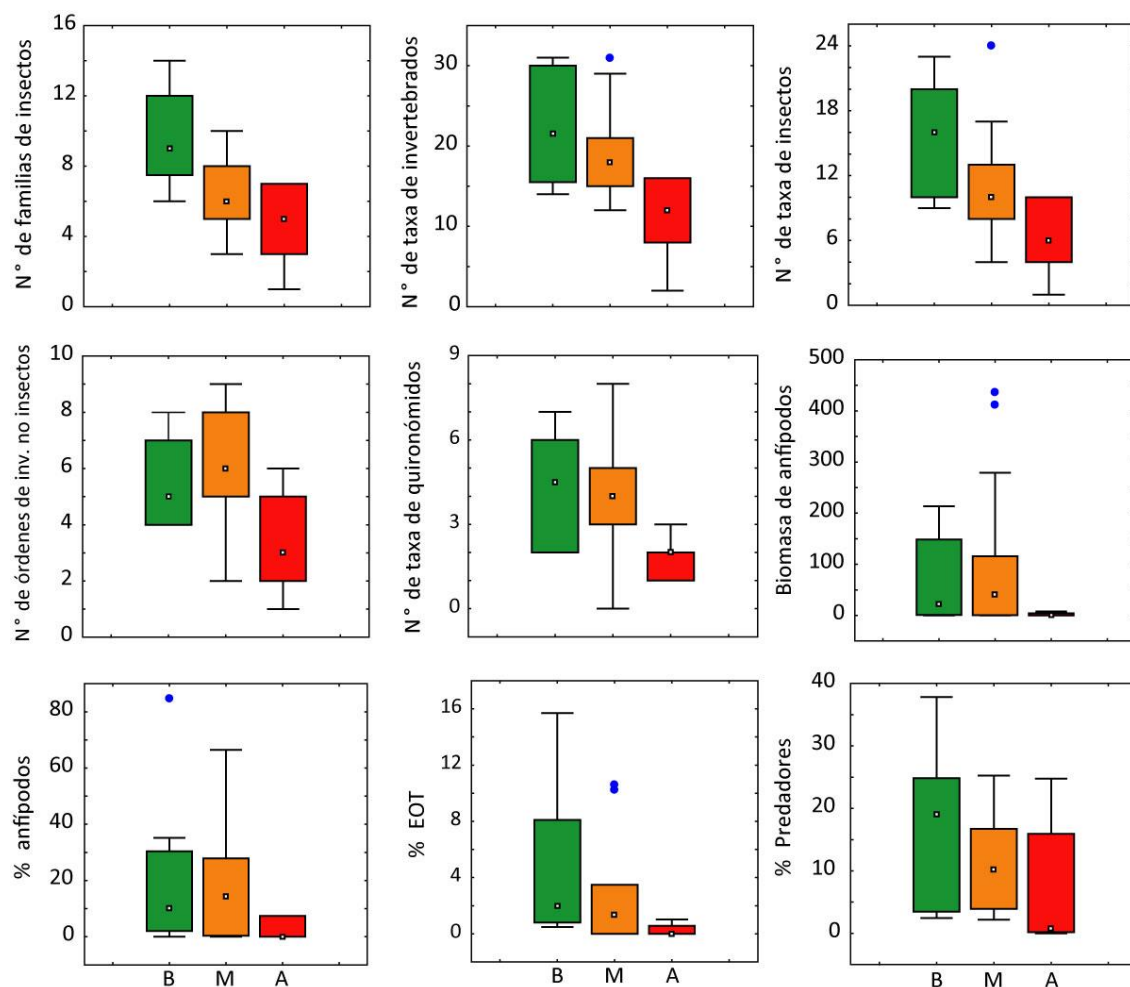


Figura 5-29. Discriminación de los métricos de invertebrados para sitios con diferentes intensidades de disturbios ganaderos (B: bajo, M: medio y A: alto) en 30 ambientes acuáticos de mallines patagónicos. Rango de barras muestra el rango de los valores excluyendo outliers, cajas son rangos intercuartiles (percentiles: 25% al 75%); cuadrados blancos son medianas y puntos azules son valores outliers.

El métrico “n° de órdenes de invertebrados no insectos”, mostró los mayores valores en los sitios moderados y los mínimos en los sitios con disturbio alto. Sin embargo, fue conservado por ser un métrico fácil de calcular y que probablemente mejoraría su poder de discriminación si se aumentara el número de los sitios referencia.

Los otros cuatro métricos “biomasa de Amphipoda”, “% de anfípodos”, “% EOT” y “% de Predadores” no fueron tan consistentes como los primeros, por mostrar una gran variabilidad en los sitios de referencia, sin embargo fueron métricos con una

respuesta fuerte al disturbio. El “% de EOT” mostró valores bajos (valores de 25-75%: 1-8%), pero fue retenido ya que es un métrico que usualmente muestra valores bajos.

Un último criterio para elegir los mejores métricos fue examinar la covariación entre los mismos. Los resultados del análisis de correlación entre los 9 métricos seleccionados se muestran en la tabla 5-13.

Tabla 5-13. Matriz de correlación de Pearson entre los 9 métricos seleccionados en base a invertebrados acuáticos, para la evaluación de disturbios en mallines patagónicos. Las correlaciones fuertes y con un mayor nivel de significación se presentan en negrita.

	N° de taxa invertebrados	N° de familias de insectos	N° de órdenes de invertebrados no insectos	N° de taxa de insectos	N° de taxa de quironómidos	Biomasa de anfípodos	% Anfípodos	% EOT	% Predadores
N° de taxa invertebrados	1,00								
N° de familias de insectos	0,82	1,00							
N° de órdenes de invertebrados no insectos	0,72	0,38	1,00						
N° de taxa de insectos	0,91	0,89	0,40	1,00					
N° de taxa de quironómidos	0,72	0,55	0,26	0,78	1,00				
Biomasa de anfípodos	0,21	0,07	0,48	-0,01	-0,12	1,00			
% Anfípodos	-0,16	-0,05	-0,13	-0,16	-0,20	0,40	1,00		
% EOT	0,07	0,30	-0,25	0,23	0,24	-0,11	-0,05	1,00	
% Predadores	0,32	0,46	-0,05	0,47	0,42	-0,19	-0,25	0,76	1,00

Se observó una fuerte correlación entre “n° de taxa de invertebrados” y el resto de las medidas de riqueza ($r > 0,72$). Por otra parte, “n° de taxa de insectos” estuvo fuertemente correlacionado con “n° de familias de insectos” y con “n° de taxa de quironómidos”. En último lugar, “% de predadores” estuvo correlacionado con “% de EOT”.

De acuerdo a lo evidenciado en el análisis de correlación sería recomendable descartar los métricos: “n° de taxa de invertebrados” y “n° de taxa de insectos” (con valores de $r > 0,80$), ya que éstos brindarían la misma información que el “n° de familias

de insectos”. Mientras que habría que conservar “% de predadores” y “% de EOT” ya que brindan distinta información de la comunidad de invertebrados acuáticos.

Sintetizando, en este estudio en el que el número de sitios considerados fue de 30, los métricos más consistentes resultaron siete: n° de familias de insectos, n° de órdenes de invertebrados no insectos, n° de taxa de quironómidos, biomasa de anfípodos, % Anfípodos, % EOT y % predadores.

5.3.2 Respuesta de los métricos seleccionados a las variables ambientales

En la tabla 5-14 se presentan los valores de los coeficientes de correlación (Pearson) de los métricos seleccionados y algunos preseleccionados (H', % del taxón dominante) con las variables ambientales. Ninguno de los métricos mostró correlaciones significativas con la temperatura del agua, la profundidad media, el área del cuerpo de agua, el oxígeno disuelto, y la riqueza total de las plantas acuáticas ($p > 0,05$). Con excepción de “% de anfípodos” y “H'”, todos los métricos elegidos mostraron al menos una correlación significativa con las variables informativas de la calidad del agua (pH, conductividad y nutrientes) (Tabla 5-14). Los cinco métricos de riqueza, mostraron relaciones significativas y negativas con el pH y la conductividad. Por otra parte “n° de familias de insectos”, “n° de taxa de insectos” y “n° de taxa de quironómidos” disminuyeron significativamente con el incremento de los nutrientes: NT, PT y PRS. Los métricos “n° de familias de insectos” y “% de predadores” disminuyeron significativamente con el incremento del amonio. Si bien el métrico “% del taxón dominante” no fue seleccionado, se observó que aumentó significativamente con el deterioro de la calidad del agua (aumento de pH, conductividad, NT y NH_4).

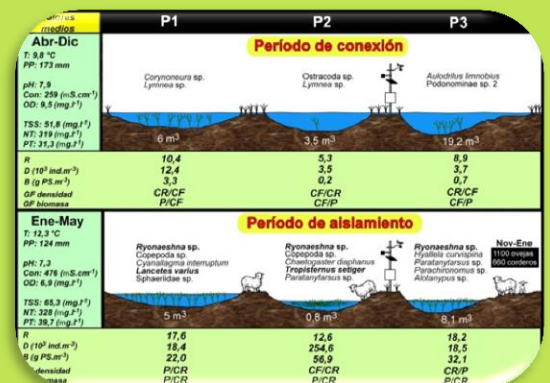
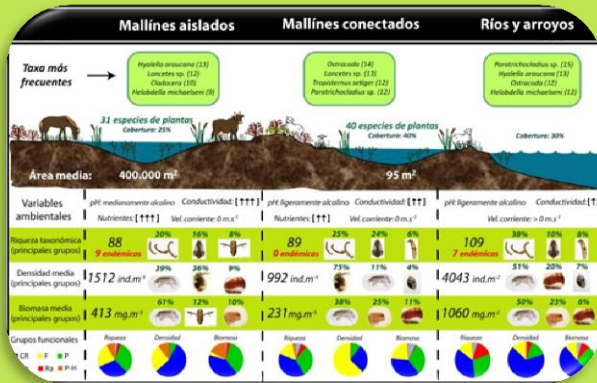
Con excepción de los métricos “% de anfípodos”, “% EOT” y “H'”, todos los métricos aumentaron significativamente con el incremento de la cobertura de plantas acuáticas (Tabla 5-14). La misma tendencia se registró para “n° de familias de insectos” y “n° taxa de insectos”, los que aumentaron en función del incremento de la riqueza de plantas acuáticas nativas, es decir una variable informativa de la calidad del hábitat. Por último, “n° de órdenes de invertebrados no insectos” aumentó significativamente (relación positiva) con la biomasa de MOPF y MOPG, asimismo “% de predadores” se incrementó significativamente con la altitud.

Tabla 5-14. Matriz de correlaciones de Pearson entre métricos seleccionados y preseleccionados (H' , % del taxón dominante) y variables ambientales: características físicas, químicas, cobertura de plantas acuáticas, riqueza de plantas nativas y biomasa de las fracciones de la MOP, en 30 mallines estudiados en el NO de la Provincia de Chubut. Se consignan en la tabla las variables ambientales con al menos una correlación significativa. (-): no significativo ($p > 0,05$).

	Altitud	pH	Cond.	NT	NH ₄	PT	PRS	Cob. plant.	Riqueza de P. Nativas	MOPF	MOPG
N° de taxa inv.	-	-0,51**	-0,59**	-	-	-	-0,44*	0,56**	-	-	-
N° de Fam de insectos	-	-0,47*	-0,57**	-0,43*	-0,39*	-0,40*	-0,47**	0,56**	0,46*	-	-
N° de órdenes de inv. no ins.	-	-0,40*	-0,48**	-	-	-	-	0,45*	-	0,37*	0,48**
N° de taxa de ins	-	-0,50**	-0,61**	-0,38*	-	-0,42*	-0,51**	0,55**	0,39*	-	-
N° de taxa de quiro.	-	-0,38*	-0,50**	-0,35	-	-0,44*	-0,46*	0,39*	-	-	-
% taxón dominante	-	0,48**	0,51**	0,52**	0,40*	-	-	-	-	-	-
H'	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Biomasa de amphipoda	-	-	-	-	-	-	-	0,52**	-	-	-
% de anfípodos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
% EOT	-	-	-0,37*	-0,49**	-	-0,41*	-	-	-	-	-
% Predadores	0,49**	-	-0,56**	-0,58**	-0,45*	-0,60**	-0,56**	0,42*	-	-	-

Significación: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$

6. DISCUSIÓN



6. DISCUSIÓN

6.1 Variabilidad ambiental de los mallines: efectos naturales y antrópicos

La caracterización fisicoquímica de los humedales estudiados permitió diferenciar claramente los distintos ambientes. La investigación abarcó desde pequeños mallines aislados de meseta, incluyó los pertenecientes a sistemas lacunares y aquellos asociados a ríos y arroyos, documentándose diferencias en el pH, en la conductividad y en los valores de nutrientes. Los cuerpos de agua estudiados mostraron un gradiente de pH desde levemente ácidos o neutros (ej. Benetton 1 y Valle Frío: 6,79) a fuertemente alcalinos (La Cancha: 9,45), aún en las secciones lólicas (El Tropezón: 9,55). En otros estudios llevados a cabo en áreas templadas en ambientes comparables, no se han encontrado valores tan elevados de pH y en general las aguas van desde ácidas a levemente alcalinas (Spieles y Mitsch 2000, Dodson y Lillie 2001, Tarr *et al.* 2005, Clausen *et al.* 2006, Villagrán-Mella *et al.* 2006, O'Hare *et al.* 2010). En los mallines estudiados, la fuerte alcalinidad observada estaría explicada por la composición de los suelos, caracterizados por una textura franco arenosa, con escasa materia orgánica y componentes sódicos (Siffredi *et al.* 2007).

Algunos sitios también presentaron valores altos de conductividad del agua, lo que era de esperar en mallines de cuencas endorreicas (Laguna el Toro), o en aquellos con elementos salinos en los suelos (La Cancha). Además, la conductividad se incrementó hacia los sitios del este (menor precipitación), y fue significativamente mayor en ambientes aislados. Si bien en trabajos similares al presente no se detectaron valores tan altos como el de La Cancha, Perotti *et al.* (2005) registraron un valor de $3900 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ para un mallín somero del suroeste de la provincia Río Negro. El mismo trabajo reveló que los cuerpos de agua de mallines no sometidos a pastoreo presentaron pH levemente ácido y la conductividad fue generalmente menor a $150 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, lo que en líneas generales coincide con lo aquí observado.

Siendo este el primer estudio sobre humedales hidrológicamente conectados a ambientes lólicos en Patagonia no existe literatura de referencia para realizar comparaciones. Sin embargo los valores de conductividad documentados en la fase lólica de los humedales, serían similares a los registrados por Miserendino (2001, 2009) en ríos y arroyos patagónicos de precordillera y meseta, siendo la excepción el

sitio El Tropezón ($1124 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Este mallín en particular presenta un proceso de salinización natural del suelo, al que se sumaría una degradación fuerte debido a un inadecuado manejo ganadero.

Los valores de nutrientes observados en ciertos ambientes evidenciaron síntomas de eutrofización. En algunos casos los niveles extremos de nitrógeno y fósforo total (Don Juan, La Cancha, Piedra Parada y Gualjaina) sugirieron hipertrofia (OECD 1982) y superaron lo documentado por otros autores para distintos tipos de humedales, incluyendo algunos muy degradados (Spieles y Mitsch 2000, Sánchez-Carrillo y Álvarez-Cobelas 2001, Steinman *et al.* 2003, Mugni *et al.* 2005, Chipps *et al.* 2006, Poi de Neiff *et al.* 2006, Villagrán-Mella *et al.* 2006). Los valores serían comparables a los registrados en pequeñas lagunas pampeanas que son fertilizadas anualmente con 110 kg N/ha y 24 kg P/ha (Sosnovsky y Quirós 2006). No obstante, con excepción del sitio Don Juan, los valores serían mucho menores a aquellos de humedales en áreas industriales y urbanas (Oberholster *et al.* 2008). Los procesos de eutrofización en ambientes acuáticos de humedales pueden ocurrir por excesivos y prolongados aportes de nitrógeno y fósforo de ciertas prácticas agrícolas, o por aportes de fecas y orina del ganado (Mitsch y Gosselink 2007). Los resultados aquí obtenidos sugieren que en los ambientes visitados este proceso estuvo mayormente relacionado con el manejo ganadero.

Las variables ambientales documentadas en los 30 mallines permitieron distinguir los diferentes niveles de disturbio, los que fueron validados en el ordenamiento de componentes principales (ACP). Además tuvieron un importante nivel de predicción de las comunidades biológicas analizadas. Es por ello que, estas variables podrían ser utilizadas efectivamente para identificar los impactos del pastoreo, especialmente en los sitios áridos y semiáridos. Los humedales impactados por actividades agrícolas y el mejoramiento de pasturas, usualmente presentan mayores valores de nitrógeno, fósforo, turbidez, conductividad y pH, que los sitios no disturbados (Freeland y Richardson 1997, Helgen y Gernes 2001, Gleason *et al.* 2003, Chipps *et al.* 2006, Bornette y Puijalon 2011), indicando que estos incrementos tienen un origen claramente antrópico. Sin embargo, es probable que la variación de ciertas características ambientales (ej., salinidad, conductividad, pH) respondiera a componentes tanto naturales como antrópicos, lo que es común cuando existen

amplios gradientes ambientales como los observados en este estudio. Por ejemplo si bien la salinización de un cuerpo de agua depende, entre otros, de la naturaleza de los suelos parentales y del clima, la incidencia del sobrepastoreo en los procesos de erosión y salinización ha sido ampliamente documentada en los ambientes patagónicos (Collantes y Faggi 1999, Lloyd 2002, Nakamatsu 2006, entre otros).

El oxígeno disuelto constituye uno de los mejores indicadores de la calidad del agua y de la capacidad de autodepuración del ambiente (Riens *et al.* 2013) y suele ser un buen predictor de la estructura de la comunidad de invertebrados (Spieles y Mitsch 2000, Figueroa *et al.* 2003, Mugni *et al.* 2005, Tarr *et al.* 2005, Poi de Neiff *et al.* 2006, Villagrán-Mella *et al.* 2006, Walters *et al.* 2009). Sin embargo en este estudio, y con pocas excepciones los mallines y ríos presentaron buenos niveles de oxigenación. Posiblemente debido a que la mayoría de los ambientes fueron someros sobre los que incidieron los vientos constantes y fuertes de la cordillera, o debido a la liberación diurna de oxígeno por plantas acuáticas y algas (Perotti *et al.* 2005). Por lo cual en los ordenamientos multivariados, el oxígeno no quedó registrado como un indicador de la degradación ambiental.

6.2 Biodiversidad de plantas acuáticas en mallines patagónicos

En este estudio se reconocieron 52 taxa de plantas acuáticas indicando que los ambientes acuáticos asociados a los mallines de Patagonia sostienen comunidades de autótrofos con ensambles ricos y diversificados. Si bien la riqueza taxonómica registrada fue inferior a la documentada por Hauenstein *et al.* (2008) (82 especies) en Lagunas costeras de la Patagonia Chilena, fue similar a la de otros humedales de zonas templadas como por ejemplo la informada por Duguid *et al.* (2005) (37 taxa) en humedales australianos. Otros estudios basados en un mayor número de sitios como por ejemplo el llevado a cabo en 71 charcas temporarias en el Reino Unido también mostraron una riqueza elevada (131 taxa) (Nicolet *et al.* 2004). La riqueza de macrófitas relevada también sería menor a la de regiones naturalmente más diversas de nuestro país como las de zonas subtropicales (Neiff *et al.* 2000).

El 75% de las especies de plantas acuáticas fueron nativas (36 taxa), de las cuales, seis resultaron endémicas de la Patagonia Chilena y Argentina (Zuloaga *et al.* 2008). La proporción de especies acuáticas exóticas observada en este estudio (25 %)

es similar a la reportada por Hauenstein (2006) para ecosistemas acuáticos continentales (20,7%), y menor a la mencionada por Ramírez *et al.* (1991) (32,5%), para áreas recreativas en Valdivia, Chile. Adicionalmente a las formas de vida terrestres *Trifolium repens*, *Taraxacum officinale* y *Veronica serpyllifolia*, las especies *Matricaria recutita* y *Xanthium spinosum*, que estuvieron presentes en sitios disturbados, serían malezas indicadoras de pastoreo y pisoteo ganadero (Hauenstein *et al.* 2011).

Las formas de vida dominantes fueron: emergente y subemergente, patrón característico de humedales templados (Nicolet *et al.* 2004, Gioria *et al.* 2010). Entre las primeras *Distichlis spicata*, *Xanthium spicatum* y *Eleocharis melomphala* serían indicadoras de degradación, ya que frecuentemente habitan sitios fuertemente erosionados y con una marcada salinización del suelo (Raffaele 1999).

6.3 Biodiversidad de invertebrados acuáticos en mallines patagónicos

Este estudio evidenció que los humedales de Patagonia son hábitats con una biodiversidad alta, con numerosos endemismos, y que son importantes en términos de biomasa de invertebrados. Se documentó una inusual riqueza taxonómica de invertebrados acuáticos para los ambientes templados, compuesta por 162 taxa pertenecientes a cuatro Phyla, 22 órdenes y 61 familias (en 45 sitios).

La distribución de taxa en relación a la condición hidrológica de los ambientes estudiados presentó una mayor riqueza taxonómica en los ríos (109 taxa), mientras que entre mallines aislados y conectados los valores fueron similares. Los ríos de Patagonia sostienen comunidades ricas y diversificadas y los valores aquí observados reafirman este concepto. Los mismos fueron comparables a los encontrados en un estudio de 36 ríos de Patagonia (104 taxa) (Miserendino 2001), y a los reportados para los ríos Chubut y sus tributarios (95 taxa) (Miserendino 2009), aunque inferiores a los observados (158 taxa) en un abordaje estacional de 18 ríos (Miserendino *et al.* 2011).

Los mallines aislados revelaron una interesante riqueza taxonómica (88), con un tercio de las especies exclusivamente halladas en ellos, y mostraron codominancia de insectos, crustáceos y anélidos. En un estudio de 16 mallines aislados del NO patagónico (incluyendo sistemas lacunares), Perotti *et al.* (2004) reportaron 48 especies de invertebrados acuáticos (excluyendo los rotíferos). Por otra parte Mercado

(2004) encontró 21 taxa en un abordaje cualitativo de invertebrados acuáticos en turberas de Tierra del Fuego (Chile y Argentina), ambientes que serían naturalmente pobres en términos de riqueza taxonómica. Villagrán-Mella *et al.* 2006, evaluaron la relación entre características del hábitat (morfométricas, limnológicas y de vegetación) y la estructura del ensamble de insectos en siete humedales palustres de la región de Bío Bío (Chile) y sólo encontraron 24 taxa de insectos. En este sentido la riqueza observada en los mallines aislados del Chubut fue comparable a la documentada para áreas boreales de Alberta, (Canadá) (Hornung y Foote 2006), las biozonas áridas y semiáridas del estado de Texas (Estados Unidos) (Hall *et al.* 2004) y menor a la de investigaciones mucho más extensivas (Nicolet *et al.* 2004). Sin embargo, el estudio evidenció que los mallines aislados, en el paisaje patagónico, serían importantes reservorios de biodiversidad. Davies *et al.* (2008), anticipa que en Europa, estos ambientes deberían ser valorados dado que mantendrían una biodiversidad comparable a la que sostienen los ríos.

Dada la ausencia de literatura sobre invertebrados acuáticos de mallines conectados en Patagonia, las comparaciones se realizan con ambientes similares de otras áreas. La riqueza hallada en este estudio resultó análoga a la observada por Whiles y Goldowitz (2005), (79 taxa) en humedales asociados al Río Central Platte, Nebraska, Estados Unidos. Como era de esperarse fue menor a la encontrada en ambientes asociados a planicies de inundación de grandes ríos, como la del Paraná (228 taxa) (Montalto 2008).

Los ecosistemas de agua dulce son, en general, hábitat con una biota muy rica, endémica y en muchos casos sensible (Dudgeon *et al.* 2006). Asimismo, es sabido que, a pesar de lo reducido de su tamaño, los cuerpos de agua en regiones áridas y semiáridas generalmente poseen numerosos endemismos contribuyendo a la biodiversidad regional (Williams 2006, Box *et al.* 2008). Muchas de las especies de invertebrados acuáticos que habitan ecosistemas dulceacuícolas patagónicos son endémicas (Menu-Marque *et al.* 2000, Pessacq 2009, Donato *et al.* 2009, Melo 2009), destacándose la importancia de los humedales aislados como hábitats para especies raras, tanto en Patagonia (Perotti *et al.* 2004) como en otras regiones del mundo (Erman 1996, Box *et al.* 2008). Al menos diez especies endémicas en este trabajo resultaron exclusivas de mallines aislados. De acuerdo a la teoría biogeográfica de islas

(MacArthur y Wilson 1967), la condición de aislamiento de estos ambientes incidiría en las tasas de inmigración y extinción de las especies

Asimismo el patrón de distribución de los taxa puso en evidencia el rol de los ambientes de transición o de ecotono entre mallines de ríos y el ecosistema terrestre (Junk *et al.* 1989, Sharitz y Batzer 1999). Como era de esperar, las siete especies endémicas exclusivas de ríos, pertenecieron al grupo EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), que usualmente comprende ensambles ricos en ríos y arroyos de bajo orden y se desarrolla en aguas pristinas y bien oxigenadas (Rosenberg y Resh 1993), por lo que no suele estar igualmente representado en los humedales.

Un importante resultado de este trabajo fue el hallazgo de una nueva especie perteneciente al orden Laevicaudata (Crustacea, Branchiopoda), anteriormente Conchostraca, la misma se nombró *Lynceus mallinensis* (Pessacq *et al.* 2011) la cual fue registrada en Benetton 2, mallín aislado de carácter temporario (727 m.s.n.m.). Es esperable que en la medida que se incrementen los estudios en el área se amplíe el conocimiento de su rango de distribución geográfica.

6.4 Comunidades de invertebrados: relevancia de la hidrología y del hidropériodo

Los mallines conectados y aislados no difirieron en términos de densidad y biomasa de invertebrados acuáticos, estos atributos en los ríos de mallín fueron en líneas generales similares a los reportados en la literatura para ambientes de meseta patagónicos (Miserendino 2001, 2009, Miserendino *et al.* 2011) (Fig. 6-1). La excepción fue el sitio el Tropezón que tuvo mayores indicios de degradación, y una inusual densidad explicada por la presencia de un oligoqueto (*Aulodrilus limnobius*). En ríos de meseta el incremento de detrito y material fino transportado en verano puede traducirse en un aumento explosivo de estos organismos (Wolz y Shiozawa 1995, Miserendino 2001).

Los estudios ecológicos de invertebrados acuáticos a menudo carecen de información de la biomasa (Perotti *et al.* 2004, Villagrán-Mella *et al.* 2006), aunque muchas tendencias y patrones en los distintos niveles de organización pueden comprenderse mejor (Bolduc y Afton 2003). Balcombe *et al.* (2005) compararon atributos de la comunidad de invertebrados acuáticos de columna de agua (riqueza, diversidad, abundancia y biomasa) entre humedales artificiales y de referencia (West

Virginia, Estados Unidos). Si bien, las comunidades en ambos tipos de humedales fueron similares, los artificiales mostraron más biomasa de invertebrados que los de referencia. La medición de la biomasa permite destacar la importancia de invertebrados que a pesar de ser poco abundantes contribuyen mucho en peso seco, por ejemplo en este estudio: *Rionaeschna* sp. y adultos de *Lancetes varius* y *Rhantus signatus* (Hornung y Foote 2006).

La valoración de la diversidad mostró comunidades muy simplificadas o menos estructuradas en sitios muy disturbados (por ej. Laguna El Toro), acorde a los patrones de riqueza, mientras que varios sitios mostraron comunidades más diversas. En general estos valores fueron similares o incluso mayores a los registrados en la literatura de humedales (Stanczak y Keiper 2004, Kostecke *et al.* 2005, Chipps *et al.* 2006) y de ríos (Miserendino 2001). Estos patrones de diversidad reflejarían no sólo las buenas condiciones del agua del mallín sino también una mayor heterogeneidad ambiental.

Mitsh y Gosselink (2007) postulan que los humedales son ambientes típicamente autotróficos y presentan diferencias en los grupos de productores primarios (ej. fitoplancton, macrófitas, árboles, algas bentónicas). Usualmente la producción autóctona supera los ingresos de la materia orgánica alóctona lo que determina una pérdida o disminución de los invertebrados desmenuzadores o fragmentadores (Higgins y Merrit 1999), que son organismos que abundan en las cabeceras de los arroyos boscosos, como los de Patagonia (Albariño y Díaz Villanueva 2006). En los humedales hay un rápido decaimiento de las plantas herbáceas por acción de procesos mecánicos, microbianos y químicos lo que favorecería el desarrollo de invertebrados raspadores y, sobre todo de los colectores filtradores que se alimentan del detrito fino (Wissinger 1999).

Las relaciones de predominio que mostraron los grupos funcionales en este estudio coinciden con trabajos anteriores, tanto para ríos y arroyos de meseta (Miserendino 2009), como para charcas de humedales (Bazzanti *et al.* 2009), en los cuales se observó la dominancia numérica de colectores recolectores en buena parte de los sitios (Fig. 6-1). Miserendino (2001) postula que en los ríos de meseta predominan los colectores recolectores y filtradores, debido al elevado contenido de MOPF, lo que coincide con lo hallado en este estudio. En humedales aislados y

conectados es notoria la dominancia de invertebrados colectores recolectores seguidos de predadores (Higgins y Merrit 1999, Zilli *et al.* 2008, Bazzanti *et al.* 2009). En los mallines de Chubut estudiados se observó un interesante ensamble de predadores, los que además fueron significativos en términos de biomasa. Invertebrados de gran tamaño como larvas de Odonata, adultos de Dytiscidae y Notonectidae, predadores típicos de humedales de zonas templadas (Williams 2006) también serían importantes en los humedales patagónicos (Epele y Archangelsky 2012, Jara *et al.* 2012).

El análisis realizado brindó una imagen instantánea de las principales relaciones de predominio de los grupos funcionales y permitió realizar comparaciones entre sitios. Sin embargo, para obtener una aproximación de las interacciones entre los distintos compartimientos del humedal (terrestre, interface y acuático) y conocer apropiadamente los caminos de circulación de energía y flujo de nutrientes sería necesaria la utilización de isótopos estables (Hart y Lovvorn 2003).

La hidrología, y en particular, el hidroperíodo juegan un rol crítico en la ecología de los humedales (Steinman *et al.* 2003), pudiendo regular la riqueza y la composición de la comunidad de invertebrados (Tarr *et al.* 2005, Williams 2006), su abundancia y el éxito reproductivo (Leeper y Taylor 1998). Varios investigadores afirman que las comunidades de los ambientes temporarios serían menos diversas que las de cuerpos de agua permanentes (Nilsson y Svensson 1995, Gioria *et al.* 2010) debido a que las condiciones ambientales de los ambientes temporarios serían más severas. Sin embargo, Williams (1996, 2006) advierte que este concepto se basa más en una percepción humana que en evidencia real. El hidroperíodo, como fue definido en este trabajo (permanente vs. temporario), no mostró ser un factor clave en la composición de los ensambles de invertebrados y en otros atributos comunitarios en dichos mallines. Muchos grupos (por ej. Coleoptera según Epele y Archangelsky 2012), son organismos típicos de aguas lénticas y sólo necesitan unas pocas semanas para colonizar sitios temporarios (Jara *et al.* 2012). Además, durante la primavera tardía (período de muestreo) convergen los mallines temporarios y los permanentes, resultado de las precipitaciones invernales que aumentan el área de la zona central de los mallines, recargando los que estaban secos; esto brinda grandes oportunidades de dispersión para los invertebrados acuáticos (Picazo *et al.* 2012).

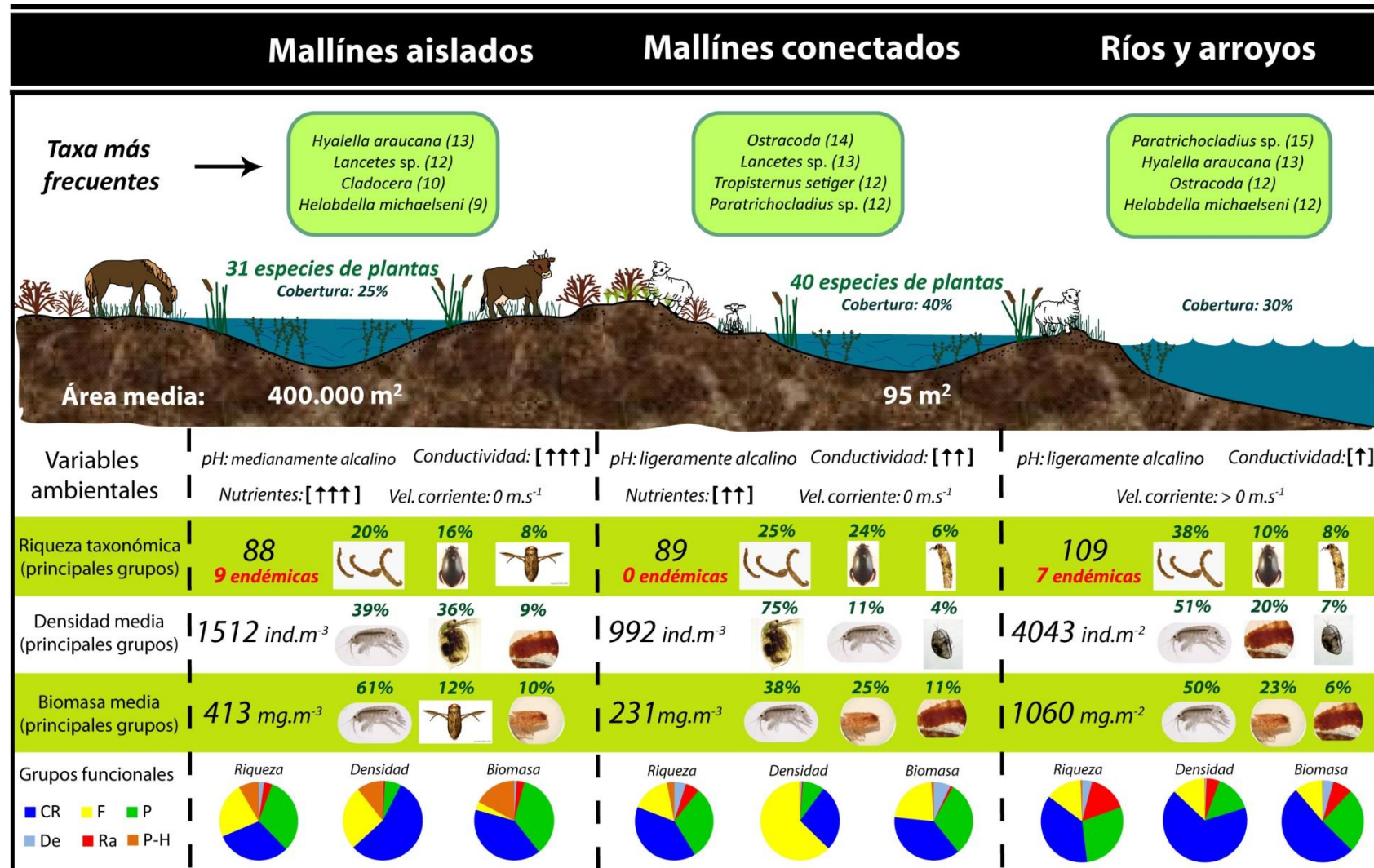


Figura 6-1. Síntesis de las principales características ambientales y biológicas: incluyendo plantas acuáticas, composición y atributos estructurales y funcionales de invertebrados en relación a la hidrología de ambientes acuáticos de Patagonia, documentados en 45 sitios de precordillera y estepa. En los taxa más frecuentes, entre paréntesis, se detalla el número de sitios en los que se registró el mismo.

6.5 Una mirada temporal de un mallín de estepa patagónica

El análisis realizado en el mallín Crespo sugiere que las pequeñas charcas temporarias sustentan una comunidad de invertebrados abundante y diversa, y constituyen hábitats que albergan ricos ensambles de macrófitos. Estos ambientes también serían pequeños reservorios de biodiversidad en la estepa Patagónica. La riqueza taxonómica de invertebrados reportada en el estudio temporal del Crespo (56 taxa) es comparable a la hallada en charcas Alpinas de la región continental europea (Céréghino *et al.* 2012) y a la de humedales naturales poco profundos de América del Norte (Brooks 2000, Stanczak y Keiper 2004), y substancialmente mayor a la observada en “turloughs” irlandeses (25 taxa) (Porst *et al.* 2012) y a la de charcas artificiales del Reino Unido (35 taxa) también muestreadas en una secuencia temporal (Jeffries 2011).

Las familias Chironomidae, Dytiscidae e Hydrophilidae presentaron la mayor riqueza taxonómica, mientras que los microcrustáceos dominaron la comunidad en términos de abundancia. Estos organismos son habitantes típicos de ambientes fluctuantes, por lo que poseen algunas características fisiológicas y rasgos biológicos (por ejemplo, ciclos de vida flexibles, mecanismos de dispersión, etc.) que les permiten una colonización y supervivencia exitosas en los cuerpos de agua temporarios (Wiggins *et al.* 1980, Williams 2006, Jeffries 2011).

Si bien en este estudio no se contempló la influencia de factores como la inmigración-emigración de especies, las relaciones predador presa, y atributos de los ciclos de vida de los invertebrados de las charcas, se identificaron algunas variables ambientales que exhibieron cambios a lo largo del estudio y que pudieron tener influencia en el desarrollo de los ensambles de los invertebrados. Las variables más importantes estuvieron relacionadas con las condiciones climáticas (precipitaciones y temperatura del agua) (Brooks 2000) las variables químicas (conductividad y pH) (Hannigan y Kelly-Quinn 2012) y los factores bióticos como la cobertura de macrófitas (Bazzanti *et al.* 2010, Céréghino *et al.* 2012). Los parámetros abióticos determinados primariamente por la hidrología y la temperatura, probablemente regularon la dinámica y el crecimiento de las plantas acuáticas, lo que a su vez afectó los ensambles de los invertebrados. De acuerdo a Harper *et al.* (1997) las macrófitas influyen radicalmente en la composición y abundancia de los invertebrados de ambientes lénticos. Esto se debe a que tienen un rol preponderante en la oxigenación y la

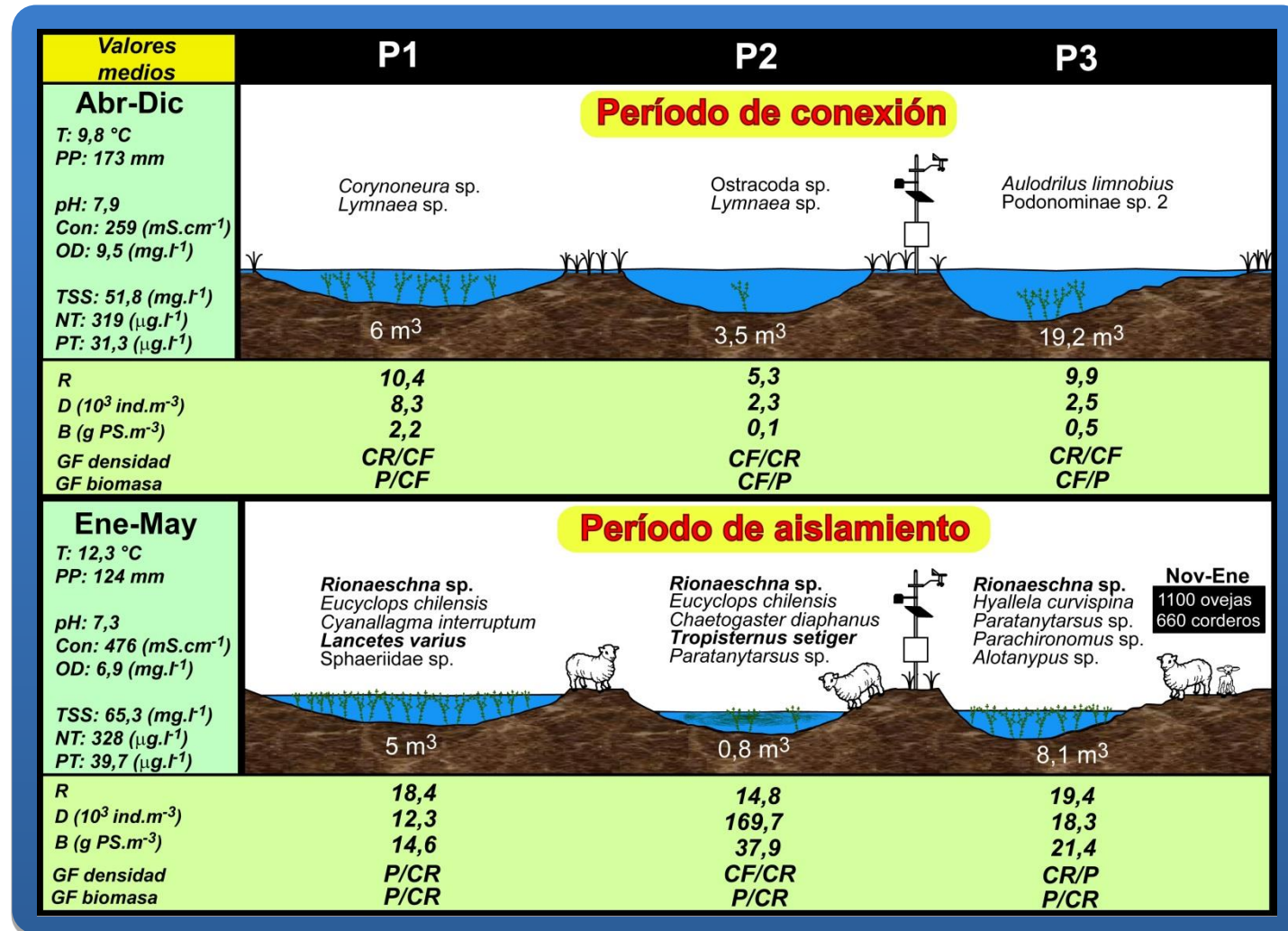
estabilidad de los sedimentos, así como en la provisión de ambientes estructuralmente más diversos, y además porque durante su senescencia proveen alimento a partir de las comunidades perifíticas que sostienen (Hemminga y Duarte 2000, Bazzanti *et al.* 2009, 2010). En este estudio el mayor número de taxa de invertebrados estuvo asociado a la macrófita *Myriophyllum quitense* que dominó en P1 y P3, lo que reafirma el rol que cumplen las macrófitas vasculares en el mantenimiento de una biodiversidad alta en comparación a otros tipos de sustratos como por ejemplo, las algas filamentosas (P2). Esto ya fue anteriormente documentado en arroyos patagónicos, en los que *M. quitense*, que es estructuralmente compleja, albergó mayor riqueza de quironómidos que otras macrófitas de arquitectura simple (Epele *et al.* 2012). La disponibilidad de alimento (básicamente algas y detrito orgánico) y la provisión de refugio, aumenta con la mayor complejidad de las macrófitas, lo que repercute positivamente en la riqueza taxonómica de los invertebrados (Thomaz *et al.* 2008), especialmente en los taxa que exhiben mayor movilidad como los representantes de los órdenes Hemiptera y Coleoptera (Bazzanti *et al.* 2009).

La dominancia de los grupos funcionales en cuerpos de agua temporarios, como el mallín Crespo, parece cambiar entre las distintas fases hidrológicas siguiendo diferentes estados de sucesión (Williams y Hynes 1976). En este trabajo se observó un claro reemplazo de las especies a lo largo de los períodos de conexión y aislamiento de las pozas, y la estructura funcional de la fauna varió considerablemente a lo largo del tiempo. En consecuencia, el período de conexión fue dominado por colectores recolectores, mientras que el período de aislamiento hidrológico mostró un claro incremento en los macropredadores, debido a la colonización de los Coleoptera adultos y al desarrollo de las larvas de Odonata (Williams 2006, Bazzanti *et al.* 2009). Los predadores *Rionaeschna* sp. (larvas de Odonata), *Lancetes nigriceps*, *Lancetes varius* y *Rhantus signatus* (adultos Coleoptera) dominaron en términos de biomasa, sin embargo, esta ocurrió en el período de aislamiento (verano y principios del otoño) cuando la oferta de presas fue extremadamente elevada (Jara *et al.* 2012). Por lo tanto, sería esperable que la competencia interespecífica sea baja, permitiendo así la coexistencia de especies con requerimientos tróficos muy similares (Nilsson 1986) como fue el caso de los coleópteros predadores *Lancetes nigriceps*, *L. flavipes*, y *L. varius*, los que probablemente se alimentaron de larvas de quironómidos

(*Paratanytanitarsus* sp., *Paratrichocladius* sp. y *Parachironomus* sp.) las que fueron muy abundantes durante febrero y marzo.

La escasez de raspadores y desmenuzadores durante todo el período de estudio fue inesperada. Newman (1991) sugiere que en las charcas temporarias las plantas acuáticas son una fuente de alimento para muchos organismos, aportando MOP y dando lugar a la formación de la comunidad de perifiton mayormente durante su período de senescencia. Sin embargo, algunos científicos sugieren que el número de especies raspadoras detritívoras que viven en las charcas temporarias es comparativamente más bajo que el de arroyos permanentes (Higgins y Merritt 1999, Williams 2006). A medida que los restos de las macrófitas cubren el fondo de las charcas, se forma una rica microbiota que coloniza estos sustratos descomponiendo la materia orgánica. Gradualmente, los restos de hojas se van convirtiendo en materia orgánica particulada fina y biomasa microbiana y promoviendo el desarrollo e incremento de los colectores (Newman 1991). Esto quedó claramente documentado durante la mayor parte de la fase de conexión en el mallín Crespo, es decir los colectores se incrementaron en densidad asociados a la dinámica de la MOPF. Durante la primavera tardía (fase de conexión), sólo los raspadores *Lymnaea* sp. aparecieron brevemente en P1 y *Gymnochthebius* sp. en P3, lo que podría atribuirse a la elevada cantidad de perifiton asociado a las macrófitas (Bazzanti *et al.* 2009).

Las charcas intermitentes suelen tener una fase autotrófica significativa, producida por las algas planctónicas que proveen fuentes de alimento vital para los organismos filtradores, como por ejemplo los ostrácodos y otros microcrustáceos (Molla *et al.* 1996). Los colectores filtradores estuvieron presentes durante la mayoría de los meses de muestreo; sin embargo, durante el verano en P2 se registró un pico extremadamente elevado de densidad de copépodos (principalmente *Eucyclops chilensis*) y ostrácodos. Lo que posiblemente se relacionó con una señal ambiental desencadenada por el incremento de conductividad, producto de una disminución en el volumen de la charca (Rundle *et al.* 2002).



REFERENCIAS

Abióticas

T: temperatura del agua
PP: precipitación
Con: conductividad
OD: oxígeno disuelto
TSS: total de sólidos en suspensión
NT: nitrógeno total
PT: fósforo total

Bióticas

R: riqueza taxonómica
D: densidad
B: biomasa
GF: grupo funcional dominante.
P: predadores
CR: colectores-recolectores
CF: colectores-filtradores

Figura 6-2. Corte longitudinal esquemático del mallín Crespo, contrastando las condiciones de las 3 charcas temporarias (P1, P2 y P3) durante los períodos de conexión y aislamiento hidrológico. Las distancias entre charcas, la estación meteorológica y las ovejas no están a escala. El volumen de las charcas está consignado debajo de cada una. Los taxa dominantes en términos de densidad y frecuencia se detallan sobre cada charca. A su vez, los taxa en negrita dominaron en biomasa.

Durante el período de conexión, en las charcas del mallín Crespo, se identificó un número reducido de ensambles de especies de invertebrados, que fueron: *Corynoneura* sp., *Lymnaea* sp., Ostracoda, *Aulodrilus limnobius* y Podonominae sp. (Fig. 6-2). En contraste, una diversidad comunitaria alta, caracterizada por Annelida (*Chaetogaster diaphanus*), Bivalvia (*Sphaeriidae* sp.), Copepoda (*Eucyclops chilensis*), Amphipoda (*Hyalella curvispina*), Odonata (*Rionaeschna* sp. y *Cyanallagma interruptum*), Coleoptera y un grupo de Chironomidae, fueron claramente abundantes y caracterizaron el período de aislamiento entre las charcas estudiadas. Estos grupos de invertebrados en líneas generales coinciden con los documentados en Williams (2006), permitiendo identificar diferentes fases hidrológicas en cuerpos de agua intermitentes en regiones templadas (Cronan Creek (Estados Unidos), Ontario (Canadá) y el Sudeste de Australia). Es posible que los ensambles de invertebrados del mallín Crespo permitan identificar períodos de conexión y desconexión en otras charcas patagónicas de similar hidrología.

Los resultados sugieren que durante el período de estudio el pastoreo del ganado ovino no produjo cambios significativos en los parámetros de la calidad del agua. La excepción fue el total de sólidos en suspensión, variable que mostró un marcado incremento durante los meses en que las ovejas pastorearon en el mallín Crespo. Resultados similares fueron reportados por Silver y Vamosi (2012), en un estudio de los efectos del pastoreo del ganado en 13 humedales (Alberta, Canadá). Son muchos los factores que pueden afectar la turbidez del agua e incluyen, poca profundidad, exposición al viento (Fairchild *et al.* 2005, Tietjen *et al.* 2005) y pisoteo (Luzier y Summerfelt 1997). En las charcas del mallín Crespo, los resultados sugieren que la turbidez aumentó principalmente por el pisoteo y secundariamente por acción eólica, ya que ésta fue relativamente constante durante todo el año. Por otra parte, el ganado ovino produjo otros efectos notables: como la compactación de ciertos sectores del suelo por pisoteo, la reducción marcada de la cobertura vegetal del mallín, una importante erosión de las márgenes de las charcas lo que probablemente incrementó el ingreso de sedimentos finos. Durante diciembre un grupo de especies tolerantes al aumento de sólidos en suspensión, principalmente Chironomidae (*Paratanytarsus* sp., *Parachironomus* sp. y *Corynoneura* sp.), representaron más del

62% de la densidad (P3), lo que coincide con lo reportado por Campbell *et al.* (2009) en charcas de humedales pastoreados de Minnesota, USA.

Contrariamente a lo esperado, los niveles de nutrientes no se incrementaron durante el período de pastoreo del ganado. Los valores de nitrógeno y de fósforo tanto en sus fracciones solubles como totales, se mantuvieron relativamente sin cambios y fueron comparables a los valores de los meses previos a la incorporación del ganado. Scrimgeour y Kendall (2002) opinan que si bien la acción del ganado puede no resultar en un aumento neto de los nutrientes en un sistema cerrado, el pastoreo y los procesos de degradación alteran las formas de los nutrientes, volviéndolos más disponibles. Esto podría explicar el notable incremento en la cobertura de la comunidad de plantas acuáticas de cada charca después del período de pastoreo, sugiriendo que los nutrientes (fósforo y nitrógeno) estuvieron disponibles en el agua o fueron removilizados del sedimento, lo que además fue coincidente con el período de mayor luminosidad y temperatura (Markwell y Fellows 2008). El reciclado de nutrientes asociado a la removilización de los mismos, ya sea por acción del viento o del pisoteo del ganado, es muy importante en ambientes poco profundos. Lo que ha sido observado por Søndergaard *et al.* (1992) en pequeñas lagunas expuestas al viento en Dinamarca y por Declerck *et al.* (2006) en charcas utilizadas como sitios de pastura en Bélgica. En el sitio de estudio el coeficiente NT/PT (<14) fue similar a lo documentado por Sahuquillo *et al.* (2012) para charcas temporarias del Mediterráneo, sugiriendo que el nitrógeno sería el nutriente limitante. De acuerdo al autor el conocimiento de la dinámica del nitrógeno es muy importante a la hora de tipificar las charcas y también para establecer la calidad del agua.

Si bien en el mallín Crespo no se observaron cambios notorios en la calidad del agua, sería conveniente extender el estudio a otros mallines con un manejo ganadero similar aumentando el número de sitios disturbados y de referencia. Sin embargo siendo este el primer abordaje en charcas temporarias conducido en un ciclo anual, se pudo inventariar el elenco de especies de invertebrados en forma estacional y documentar sus variaciones y relaciones ambientales durante los períodos de desconexión y de recarga.

6.6 Comunidades de invertebrados y disturbios ganaderos en Patagonia

En estudios realizados en humedales de zonas templadas, los invertebrados acuáticos han sido buenos indicadores biológicos de la salud ecológica de esos ambientes (Burton *et al.* 1999, Galatowitch *et al.* 1999, Gernes y Helgen 1999, Rodrigues Capítulo 1999, Rodrigues Capítulo *et al.* 2001). En ese sentido, las técnicas de ordenamiento han sido empleadas exitosamente en varios trabajos para interpretar como se ve afectada la estructura de las comunidades bénticas de ríos (Marchese *et al.* 2008, Miserendino *et al.* 2011, Miserendino *et al.* 2012) y las de columna de agua de humedales (Hornung y Foote 2006, Campbell *et al.* 2009), en relación a los disturbios naturales y antropogénicos

A una escala espacial, en los mallines chubutenses estudiados se encontraron relaciones fuertes entre las especies y los factores ambientales. Las comunidades de invertebrados de los ríos se segregaron claramente de aquellas de columna de agua de los mallines conectados. Como era de esperar los ríos presentaron mayor oxigenación, mayor velocidad del agua, y fueron ligeramente más fríos que la interfase conectada siendo estas variables importantes predictores de las asociaciones de especies.

Los ensambles de invertebrados de los 30 mallines patagónicos estudiados fueron estructurados por una serie de variables ambientales, cuya importancia ya ha sido destacada en otros estudios: profundidad media, área del humedal (Oertli *et al.* 2002), cantidad de la materia orgánica particulada (Poi de Neiff *et al.* 1994) y temperatura del agua (Bolduc y Afton 2003). Estos atributos influyeron en los elencos de especies, los cuales estuvieron codominados por insectos, crustáceos y oligoquetos en ambientes aislados, mientras que en los humedales conectados prevalecieron los insectos. Sin embargo, otras características ambientales relacionadas con el uso ganadero (niveles de amonio y de fósforo reactivo soluble) fueron seleccionadas en los ordenamientos como variables que afectaron los ensambles de invertebrados. El ganado además de remover cantidades sustanciales de vegetación y pisotear el suelo, libera nutrientes lábiles en forma de orina y fecas (Archer y Smeins 1991), acciones que fueron especialmente registradas en los ambientes más deteriorados por el pastoreo.

En otros estudios, se han documentado cambios en la estructura comunitaria de los invertebrados acuáticos debido a las variaciones de la forma y la disponibilidad de los nutrientes (Rader y Richardson 1994, King y Brazner 1999, Del Rosario *et al.* 2002),

estos cambios responderían a los efectos de la eutrofización en humedales pastoreados (Ruggiero *et al.* 2005, Menetrey *et al.* 2005). Uno de los efectos más documentados del aumento de los nutrientes en los humedales es el de promover cambios en la composición y en la abundancia de algas y macrófitas (Rader y Richardson 1992, Smith *et al.* 1999). En algunos casos se ha traducido en la disminución de la riqueza de las especies y en el aumento de la proporción de las exóticas (Chipps *et al.* 2006). En humedales, los cambios en el tipo y morfología de la vegetación pueden influenciar el desarrollo y la distribución de los invertebrados (Wissinger 1999, Burton *et al.* 2002). En el presente estudio, el aumento de los nutrientes y la pérdida o disminución de la riqueza de plantas acuáticas nativas de los mallines estudiados, repercutieron negativamente en las comunidades de invertebrados acuáticos, las que fueron sensiblemente menos diversas.

La conductividad (alta) fue uno de los factores ambientales más importantes en la regulación de los ensambles de invertebrados acuáticos, afectando negativamente los parámetros estructurales de la comunidad (por ej. riqueza taxonómica y diversidad H'), en coincidencia con trabajos previos (Piscart *et al.* 2005, Gascón *et al.* 2009). Sin embargo como fuera explicado previamente, esta variable, al igual que el pH y la salinidad, tendría dos fuentes de variación: natural y antrópica por lo que no sería un parámetro que, separado del resto de factores ambientales permita evidenciar claramente el disturbio ganadero.

Algunos taxa presentaron especies que resultaron tolerantes a la acción del ganado, por ej.: oligoquetos (*Lumbriculus variegatus*), copépodos (*Boeckella bergi*, *Boeckella gracilipes*, *Boeckella poppei*, *Metacyclops mendocinus*, *Parabroteas sarsi*), cladóceros, coleópteros (*Berosus alternans*, *Haliplus* sp., *Haliplus subseriatus*) y dípteros (Syrphidae) lo que en general coincide con lo reportado por Campbell *et al.* (2009) y Picazo *et al.* (2012). Este ensamble estuvo caracterizado por invertebrados de ciclos de vida más corto, o que poseen mecanismos de reproducción a partir de huevos de resistencia o cistos, o cuyos estadios alados les permiten colonizar nuevos ambientes (Wissinger 1999).

La utilización de métricos basados en atributos comunitarios de invertebrados de humedales ha permitido evaluar los efectos de las urbanizaciones (Phaphong y Sangpradub 2012), de la agricultura (Bird 2010), del pastoreo (Galatowitsch *et al.* 1999,

Wilcox *et al.* 2002) y también monitorear la calidad de los hábitats (Gascón *et al.* 2009). En los mallines chubutenses siete métricos mostraron consistencia y permitieron ponderar los efectos del uso ganadero, de los cuales tres fueron de riqueza, uno de enumeraciones, dos de proporciones y uno de grupos funcionales.

Los tres métricos de riqueza declinaron a medida que aumentó la intensidad de disturbio en los mallines, lo que coincide con lo registrado por otros autores en Estados Unidos (Barbour *et al.* 1995) y España (Boix *et al.* 2008). Además estos atributos respondieron como se esperaba a las variables indicadoras de desmejoramiento de la calidad del agua (nutrientes, pH y conductividad) (Sandin y Johnson 2000). El “n° de familias de insectos” fue uno de los métricos más robustos. Este hallazgo es muy significativo; dado que las resoluciones taxonómicas que llegan a género o especie, si bien permiten obtener resultados precisos y brindan más información (Resh *et al.* 1995) requieren de mucho entrenamiento, conocimiento adecuado y tiempo (U.S. EPA 2002a). De acuerdo a Nielsen *et al.* (1998) la información a nivel de familia puede reflejar patrones de distribución que son similares a los comunitarios con mejores niveles de resolución taxonómica. Además, los métodos de evaluación rápida del estado de humedales suelen estar basados en estudios de composición sólo a nivel de familia (por ej. Balcombe *et al.* 2005).

El % de EOT, que también resultó seleccionado como métrico en el presente estudio, ha sido utilizado con éxito por Phaphong y Sangpradub (2012), demostrando ser sensible a los factores químicos (conductividad) y a los disturbios antropogénicos (aumento de nutrientes). Como se esperaba, la proporción de predadores disminuyó con el aumento del disturbio (Kerans y Karr 1994). Ciertas actividades agrícolas parecen afectar la abundancia de predadores los que disminuirían con el aumento de la turbidez y el incremento de limo (Rabeni *et al.* 2005, Dolédec *et al.* 2006).

Si bien los humedales son hábitats estructuralmente complejos que sostienen comunidades diversas de invertebrados acuáticos (Biggs *et al.* 2005), los disturbios producidos por el pastoreo tienden reducir la riqueza de especies vegetales. De este modo los ambientes pierden disponibilidad de sustrato y refugio lo que causa la disminución en la diversidad de los invertebrados. El índice de Shannon-Weaver y el % del taxón dominante han sido frecuentemente utilizados como medidas de valoración rápida del estado de salud de los humedales con distinto nivel de degradación (Tangen

et al. 2003, Kostecke *et al.* 2005, Chipps *et al.* 2006). Los resultados observados en el presente estudio sugieren que ambos métricos podrían funcionar adecuadamente para la valoración de la calidad de los mallines en Patagonia, dado que ambos respondieron al disturbio como se esperaba.

6.7 Conservación y manejo actual de los mallines

Varios estudios realizados en el Hemisferio Norte reportan que el pastoreo del ganado puede resultar beneficioso y traducirse en niveles altos de biodiversidad, tanto de especies vegetales como animales (Collins *et al.* 1998, Maestas *et al.* 2003, Marty 2005) y otros simplemente no encuentran diferencias entre sitios de referencia y sitios pastoreados (Steinman *et al.* 2003). Sin embargo, estas investigaciones se realizaron en áreas donde los grandes herbívoros autóctonos no difieren del ganado doméstico (ej: vacas vs. bisontes, búfalos). Entonces cabe preguntarse ¿Por qué el pastoreo del ganado doméstico se ha traducido en el deterioro de los ambientes patagónicos? De acuerdo a Paruelo *et al.* (2005), una diferencia fundamental es que los herbívoros nativos (ej., guanacos y liebres patagónicas) tienen hábitos migrantes alternando el forrajeo en tiempo y espacio, lo que les permite seleccionar su dieta desde la escala de paisaje hasta las plantas individuales. Los herbívoros domésticos, por el contrario, están confinados por alambrados, lo que determina que seleccionen las mismas plantas una y otra vez lo que puede conducir a la extinción local de las especies palatables. Por otro lado, el pastoreo denominado año redondo (cuando los animales permanecen todo el año en el mismo sitio), o continuo a cargas fijas, es el sistema de manejo mayoritario (Elissalde *et al.* 2001), y es el que fue registrado en el presente trabajo para varios de los mallines (por ej. Don Juan y Nahuel Pan).

Los efectos más notorios y visualizados en este estudio fueron la concentración del bosteo, el forrajeo y el pisoteo en las orillas y en las adyacencias de los cuerpos de agua de los mallines. Lloyd (2002) explica que dadas las características de la explotación ganadera en la Patagonia, que consta de grandes parcelas que incluyen a los mallines sin separarlos del resto, la hacienda se concentra en ellos. Asimismo, Nakamatsu (2006) advierte que no es necesario ni aconsejable permitir que el ganado pastoree la totalidad del forraje producido por los mallines. Desde INTA se sugiere que los mallines no sean integrados a los campos de pastoreo aledaños. Se propone además alambrarlos

y hacer con ellos un manejo diferencial asignándoles un destino particular (por ej. engorde de corderos), manejo que también ha sido recomendado para humedales australianos (Davies *et al.* 2010). Sin embargo, estas acciones de conservación fueron escasas en los sitios abordados en el presente estudio.

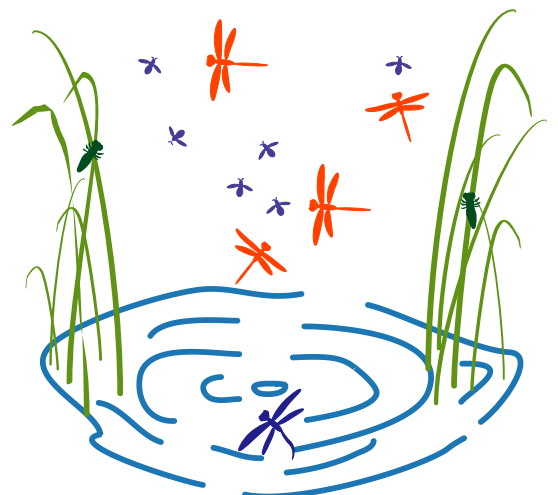
Otra de las propuestas de mejoramiento del manejo de los mallines es la de acotar el tiempo de pastoreo (Lloyd 2002), asegurando el recupero del mallín (durante primavera) y permitiendo que las plantas forrajeras se desarrollen normalmente (Nakamatsu 2006). Por otra parte, un método que viene demostrando ser efectivo para lograr la recuperación de los mallines salinos es la intersembrado con agropiro alargado (*Thinopyrum ponticum*), que por su tamaño y características se adapta muy bien a las condiciones de sequía y salinidad (Cassola 1988). Este método disminuye los riesgos de erosión a la vez que mejora las pasturas para el ganado (se ha utilizado en los mallines Laguna el Toro y El Alfil) (Lloyd 2002). Otras medidas propuestas para humedales de otros países y que podrían ser efectivas en Patagonia, incluyen la creación de charcas artificiales (Davies *et al.* 2004, Louette y De Meester 2005, Søndergaard *et al.* 2005) o bebederos mecánicos para el ganado (Declerck *et al.* 2006).

Los resultados de este estudio sugieren que el paisaje patagónico alberga humedales heterogéneos en términos de condición hidrológica e hidroperíodo, los que contribuyen significativamente a la biodiversidad regional. Sin embargo, los mallines aislados serían ambientes más frágiles y susceptibles a la degradación de origen antrópico, que aquellos conectados a ríos, los que serían más resilientes dada su interacción con ambientes lóticos permanentes. La configuración de los mallines a lo largo del paisaje desempeñaría un papel importante para los invertebrados acuáticos, proporcionando corredores ecológicos o refugio para muchas especies endémicas. En este sentido, al momento de tomar medidas de protección de la biodiversidad de invertebrados acuáticos de mallines, es necesario que éstas contemplen todo el gradiente hidrológico de humedales (Tarr *et al.* 2005). Debido a que los humedales permanentes serían sumideros de poblaciones de invertebrados capaces de colonizar los ambientes temporarios y, a su vez, proveerían refugio a especies raras o relictuales durante largos períodos de sequía (Williams 2006), serían menos sensibles a extinciones.

Según Paruelo *et al.* (2005), una de las principales amenazas para los ecosistemas de mallines es la falta de información de los productores ganaderos que al fin y al cabo son los que deciden cómo manejar los campos. En este sentido el conocimiento de quienes habitan y de cómo funciona el humedal puede resultar relevante no sólo para administradores de recursos naturales sino también para los propietarios (Tangen *et al.* 2003). La provisión de kits de evaluación rápida de las condiciones físicoquímicas y biológicas del humedal y de cartillas informativas tanto para propietarios como para las comunidades que hacen uso de los humedales ha sido exitoso en otros países (Davis *et al.* 2009). En ese sentido, se han transferido algunos resultados preliminares de este estudio a la comunidad a través de cartillas del INTA (Miserendino y Epele 2009) y se ha logrado involucrar establecimientos escolares cercanos a los mallines estudiados (Nahuel Pan) (Epele y Miserendino 2009).

En un futuro sería deseable expandir el área geográfica de estudio realizando investigaciones ecológicas integrales, que aborden los mallines patagónicos en toda su complejidad (natural, económica, social y cultural). Este trabajo sin duda se enriqueció de la interacción con instituciones como el INTA, que cuentan con la capacidad de brindar y recibir información directamente de los productores, destinatarios directos si se quiere de las pautas de manejo sugeridas en este estudio.

7. CONCLUSIONES



7. CONCLUSIONES

Las comunidades bióticas encontradas en el presente estudio fueron ricas y diversas, indicando la importancia de los ambientes acuáticos (mallines, ríos y arroyos) de Patagonia. Se reconocieron un total de 52 taxa de plantas acuáticas y 162 taxa de invertebrados acuáticos, lo que es mayor a lo documentado en estudios previos en humedales de la Patagonia.

Los ríos de mallines estudiados mostraron mayor riqueza taxonómica que los cuerpos de agua conectados y aislados. Sin embargo, la mayor proporción de endemismos fue registrada en mallines aislados. Además, se describió una especie nueva (*Lynceus mallinensis*, Banchiopoda, Laevicaudata) y se encontró una especie aun no descripta perteneciente al género *Helobdella* (Glossiphoniidae) (Gullo com. pers.).

La intensidad de uso ganadero en los 30 mallines estudiados se clasificó en tres niveles según el pastoreo: bajo, medio y alto. Si bien la información de las unidades ganaderas ovinas (UGO) y del tipo de ganado (ovinos, bovinos y equinos) por sitio no fueron suficientes para esta caracterización, se obtuvieron resultados consistentes cuando se adicionó la información de la receptividad ganadera, las evidencias de erosión y compactación (por pisoteo), los signos de disturbio en las orillas y dentro de los cuerpos de agua, la cantidad de fecas, las evidencias de forrajeo en la vegetación y los síntomas de salinización de cada sitio. Esto fue validado por el análisis de componentes principales, dónde los sitios más disturbados por el ganado fueron caracterizados por poseer altos niveles de nitrógeno total, amonio, fósforo total, conductividad y pH.

El manejo del ganado en los mallines patagónicos produjo efectos negativos en la calidad del agua, lo que se reflejó en las condiciones fisicoquímicas. Los mallines más disturbados presentaron mayores valores de los nutrientes especialmente amonio y fósforo reactivo soluble, indicando que estos incrementos tuvieron un origen antrópico, existiendo en algunos sitios síntomas de eutrofización. Los niveles extremos de nitrógeno y fósforo total en Don Juan, La Cancha, Piedra

Parada y Gualjaina, sugirieron hipertrofia. En cambio la variación de la salinidad, la conductividad y el pH respondieron tanto a componentes naturales como antrópicos, por lo que debieran interpretarse con cautela sobre todo en ambientes de estepa. Por último, los valores de oxígeno no fueron apropiados para valorar la calidad del agua en función del disturbio.

Los modelos de relaciones especie/ambiente obtenidos del análisis de correspondencias canónicas basado en datos ambientales y biológicos de 30 mallines (aislados y conectados) permitió identificar grupos de especies sensibles al disturbio ganadero. El ensamble de invertebrados acuáticos que puede ser considerado como indicador de degradación de los mallines estuvo compuesto por oligoquetos (*Lumbriculus variegatus*), copépodos (*Boeckella bergi*, *Boeckella gracilipes*, *Boeckella poppei*, *Metacyclops mendocinus*, *Parabroteas sarsi*), cladóceros, coleópteros (*Berosus alternans*, *Halipus* sp., *Halipus subseriatus*) y dípteros (Syrphidae). Estas especies se caracterizaron por tener ciertas estrategias: ciclo de vida corto, poseer huevos de resistencia y mecanismos de dispersión por estadios alados.

Independientemente de la hidrología de los mallines, la riqueza de las plantas nativas resultó seleccionada como un componente ambiental importante en regular los ensambles de los invertebrados acuáticos. La misma fue mayor en ambientes no disturbados lo que sugiere entre otros su rol preponderante en la estructuración del hábitat, la provisión de refugio y el alimento, el ciclado de los nutrientes y la estabilización de los sedimentos.

El análisis de correspondencias canónicas basado en los datos ambientales y biológicos de 30 sitios (conectados y ríos) permitió identificar ensambles específicos en cada compartimiento, donde las características ambientales que regularon las asociaciones de los invertebrados fueron: el oxígeno, la velocidad de la corriente y la temperatura del agua. Asimismo el gradiente de disturbio estuvo determinado por la variación en los valores de conductividad, pH y cobertura de las plantas acuáticas. El ensamble de invertebrados acuáticos que caracterizó los ambientes más disturbados estuvo compuesto por: *Boeckella bergi*, *Mesocyclops annulatus*, *Metacyclops*

mendocinus (Copepoda) y *Berosus alternans*, *Haliphus subseriatus* (Coleoptera), Syrphidae y Stratiomyidae (Diptera).

En líneas generales los mallines presentaron una estructura funcional de la comunidad de invertebrados notoriamente dominada por colectores recolectores, colectores filtradores y predadores. La contribución de desmenuzadores y raspadores fue muy baja. En mallines aislados los picadores herbívoros estuvieron bien representados tanto en densidad como en biomasa.

El análisis estacional de mallín Crespo permitió documentar las variaciones en densidad, biomasa y grupos funcionales de 56 taxa de invertebrados acuáticos. Asimismo se registraron 19 taxa de plantas acuáticas.

En las charcas del mallín Crespo (típico de Patagonia) se documentaron asociaciones de invertebrados acuáticos indicadoras de las fases de conexión y de aislamiento hidrológico. Durante el período de conexión, se identificó un número reducido de taxa y el ensamble estuvo compuesto por: *Corynoneura* sp., *Lymnaea* sp., Ostracoda, *Aulodrilus limnobius* y Podonominae sp. En contraste, una riqueza taxonómica alta y un ensamble de invertebrados con representantes de Annelida, Bivalvia, Copepoda, Amphipoda, Odonata, Coleoptera y Chironomidae, caracterizaron el período de aislamiento. Estas asociaciones de invertebrados pueden ser utilizadas para identificar diferentes fases hidrológicas en otras charcas similares de la estepa Patagónica.

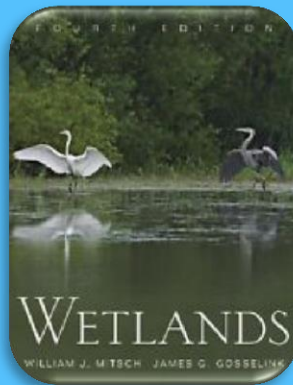
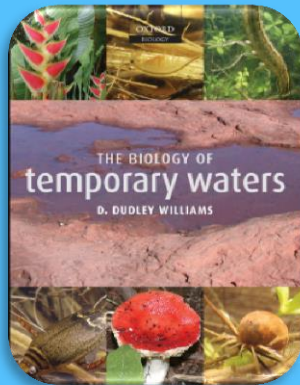
La utilización de siete métricos basados en atributos de riqueza taxonómica (3), composición (2), grupos funcionales (1) y enumeración (1) de las comunidades de invertebrados acuáticos, permitió evaluar los niveles de disturbio de los mallines patagónicos independientemente de su condición hidrológica. Todos los métricos declinaron a medida que aumentó la intensidad de disturbio en los mallines, respondiendo, como se esperaba, a las variables indicadoras de desmejoramiento de la calidad del agua (aumento de: nutrientes, pH y conductividad). El métrico más destacado es el “n° de familias de insectos”; resultado que indicaría que, en futuros

estudios, se podrá evaluar de manera rápida y efectiva la condición ecológica de los mallines. Se recomienda acompañar los métricos con los datos de las variables fisicoquímicas del agua, ya que son las mismas las que permiten diferenciar entre los efectos naturales y antrópicos.

Este trabajo sugiere que las prácticas de manejo actual de ganado producen cambios en las características fisicoquímicas y en los ensambles de invertebrados acuáticos de los mallines. Sin embargo, estos efectos debieran ser atendidos en los mallines aislados, debido a que, al poseer una mayor cantidad de elementos endémicos éstos serían más vulnerables que los conectados. La mayor resiliencia de los mallines conectados estaría explicada por su dinámica: conexión hidrológica a ambientes lóticos permanentes. Estos últimos serían fuentes o reservorios de poblaciones de invertebrados capaces de recolonizar ambientes conexos. Además en estos ambientes los efectos del ganado no se concentrarían en un solo punto y los aportes de los nutrientes procedentes de las excretas del ganado serían transportados aguas abajo.

Sería deseable que productores y responsables de gestión entendieran el funcionamiento de estos ecosistemas, para poder minimizar los posibles daños ambientales y desarrollar estrategias para la conservación. Los resultados de este trabajo sugieren que, el cambio del uso histórico de ganadería extensiva por prácticas intensivas en áreas de humedales patagónicos, podría traducirse en un desmejoramiento ambiental y biológico de los mallines. Además, cualquier práctica humana que modifique la dinámica del agua de los mallines (por ej. desvío o captación de agua para irrigación, construcción de rutas o urbanizaciones) puede resultar en una importante pérdida de la diversidad de los invertebrados y de los servicios ecosistémicos que estos ambientes brindan.

8. BIBLIOGRAFÍA CITADA



8. BIBLIOGRAFÍA CITADA

- Alarie Y, Michat MC, Archangelsky M, Barber-James HM, 2007. Larval morphology of *Liodes* Guignot, 1939: generic characteristics, descriptions of five species and comparisons with other members of the tribe Bidessini (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporinae). *Zootaxa* 1516: 1–21.
- Alarie Y, Michat MC, Nilsson AN, Archangelsky M, Hendrich L, 2009. Larval morphology of *Rhantus* Dejean, 1833 (Coleoptera: Dytiscidae: Colymbetinae): descriptions of 22 species and phylogenetic considerations. *Zootaxa* 2317: 1–102.
- Albariño R, Díaz-Villanueva V, 2006. Feeding ecology of two plecopterans in low order Andean-Patagonian streams. *Int Rev Hydrobiol* 91: 122–135.
- Alderdice DF, 1972. Responses of marine poikilotherms to environmental factors acting in concert. En Kinne O (ed.), *Marine Ecology. Wiley-Interscience*, London. 1659–1722 pp.
- Alsfeld AJ, Bowman JL, Jacobs AD, 2009. Effects of woody debris, microtopography, and organic matter amendments on the biotic community of constructed depressional wetlands. *Biol Conserv* 142: 247–255.
- American Public Health Association (APHA), 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (18th edn). American Public Health Association, Washington, D.C. USA.
- American Public Health Association (APHA), 1994. Standard Methods for the examination of water and wastewater. American Water Works Association, Hanover, Maryland USA.
- Amoros C, Roux AL, 1988. Interactions between water bodies within the floodplains of large rivers. Function and development of connectivity. En Schreiber KF (ed.), *Connectivity in Landscape Ecology. Proceedings of the 2nd International Seminar of the International Association for Landscape Ecology*, Munster, 125–130 pp.
- Archangelsky M, Michat MC, 2013. Coleoptera, Haliplidae. En: Roig-Juñent S, Claps LE, Morrone JJ (eds.), *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos*, vol. 3. *Soc Entomol Argent*. En prensa.
- Archer S, Smeins FE, 1991. Ecosystem-level processes. En Heitschmidt RK, Stuth JW (eds.), *Grazing Management: an Ecological Perspective. Timber Press*, Portland, OR, USA. 109–140 pp.

- Bachmann AO, 1981. Insecta, Hemiptera, Corixidae. *Fauna de agua dulce de la República Argentina* 35: 1–270.
- Balcombe CK, Anderson, JT, Fortney RH, Kordek WS, 2005. Aquatic macroinvertebrate assemblages in mitigated and natural wetlands. *Hydrobiol* 541: 175–188.
- Barbour AMT, Stribling JB, Karr JR, 1995. The multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. En Davis WS, Simon TP (eds.), Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. *Lewis Publishers*, Boca Raton, Florida, 63–80 pp.
- Barbour AMT, Gerritsen J, Griffith GE, Frydenborg R, McCarron E, White JS, Bastian ML, 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J N Am Benthol Soc* 15: 185–211.
- Barbour AMT, J Gerritsen, BD Snyder, JB Stribling, 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, second edition. Washington, DC. *US Environmental Protection Agency*, 841-b-99-002.
- Batzer DP, Wissinger SA, 1996. Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Ann Rev Entomol* 41: 75–100.
- Batzer DP, Rader RB, Wissinger SA, 1999. Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management. *Wiley*, New York.
- Batzer DP, 2013. The Seemingly Intractable Ecological Responses of Invertebrates in North American Wetlands: A Review. *Wetlands* 33: 1–15.
- Bazzanti M, Della Bella V, Grezzi F, 2009. Functional characteristics of macroinvertebrate communities in Mediterranean ponds (Central Italy): influence of water permanence and mesohabitat type. *Ann Limnol-Int J Lim* 45: 29–39.
- Bazzanti M, Coccia C, Dowgiallo MG, 2010. Microdistribution of macroinvertebrates in a temporary pond of Central Italy: Taxonomic and functional analyses. *Limnologica* 40: 291–299.
- Begon M, Townsend CR, Harper JL, 2006. Ecology, from Ecosystems to Individuals. *Blackwell Publishing*, UK, 759 pp.
- Benke AC, Huryn AD, Smock LA, Wallace JB, 1999. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *J N Am Benthol Soc* 18: 308–343.

- Biggs J, Williams P, Whitfield M, Nicolet P, Weatherby A, 2005. 15 years of pond assessment in Britain: results and lessons learned from the work of Pond Conservation. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 15: 693–714.
- Bird M, 2010. Aquatic Invertebrates as Indicators of Human Impacts in South African Wetlands Ciudad del Cabo, Sudáfrica. *Water Rese* 144 pp.
- Boix D, Gascón S, Badosa A, Brucet S, López-Flores R, Martinoy M, 2008. Patterns of composition and species richness of crustaceans and aquatic insects along environmental gradients in Mediterranean water bodies. *Hydrobiol* 597, 53–69.
- Bolduc F, Afton AD, 2003. Effects of structural marsh management and salinity on invertebrate prey of waterbirds in marsh ponds during winter. *Wetlands* 23, 897–910.
- Bolduc F, Afton AD, 2004. Hydrologic aspects of marsh ponds during winter on the Gulf COSAT Chenier Plain, USA: effects of structural marsh management. *Marine Ecology Progress Series* 266: 35–42.
- Bonvissuto GL, Somlo R, 1998. Guías de condición para los mallines de Precordillera y Sierras y Mesetas. Comunicación Técnica Pastizales Naturales 64, Centro Regional Patagonia Norte, *Estación Experimental Agropecuaria Bariloche*, 40 pp.
- Bornette G, Puijalon S, 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquat Sci* 73: 1–14.
- Bowd R, Kotze DC, Morris CD, Quinn NW, 2006. Towards the development of a macro-invertebrate sampling technique for palustrine wetlands in South Africa: A pilot investigation in the KwaZulu-Natal midlands. *Afr J Aquat* 31: 15–23.
- Box JB, Duguid A, Read RE, Kimber RG, Knapton A, Davis J, Bowland AE, 2008. Central Australian waterbodies: the importance of permanence in a desert landscape. *J Arid Environ* 72: 1395–1413.
- Bran D, Gaitan J, Ayesa J, López C, 2004. La vegetación de los mallines del NO de la Patagonia. *Taller: Los mallines en la Patagonia Argentina*. Esquel, 4 al 5 de Marzo 2004.
- Brendonck L, Williams WD, 2000. Biodiversity in the wetlands of dry regions (Drylands). En Gopal B, Junk WJ, Davis JA (eds.), *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*. Backhuys Publishers 181–194 pp.
- Brinson MM, 1993. A hydrogeomorphic classification for wetlands. *U.S. Army Corps of Engineers*. Washington, DC, USA. Technical Report WRP-DE-4.

- Brönmark C, Hansson LA, 2002. Environmental issues in lakes and ponds: current state and perspectives. *Environ Conserv* 29: 290–306.
- Brooks RT, 2000. Annual and seasonal variation and the effects of hydoperiod on benthic macroinvertebrates of seasonal forest (“vernal”) ponds in central Massachusetts, USA. *Wetlands* 20: 707–715.
- Burton TM, Uzarski DG, Gathman JP, Genet JA, Keas BE, Stricker A, 1999. Development of a preliminary invertebrate index of biotic integrity for Lake Huron coastal wetlands. *Wetlands* 19: 869–882.
- Burton I, Huq S, Lim B, Pilifosova O, Schipper EL, 2002. From impacts assessment to adaptation priorities: the shaping of adaptation policy. *Clim Policy* 2: 145–159.
- Cairns Jr J, Prall JR, 1993. A history of biological monitoring using benthos macroinvertebrates. En Rosenberg DM, Resh VH (eds.), *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York, 159–194 pp.
- Campbell BD, Haro RJ, Richardson WB, 2009. Effects of agricultural land use on chironomid communities: comparisons among natural wetlands and farm ponds. *Wetlands* 29: 1070–1080.
- Cañedo-Argüelles M, Grantham TE, Perrée I, Rieradevall M, Céspedes-Sánchez R, Prat N, 2012. Response of stream invertebrates to short-term salinization: a mesocosm approach. *Environ Pollut* 166: 144–51.
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith BH, 1998. Nonpoint pollution of surface water with phosphorus and nitrogen. *Ecol Appl* 8: 559–568.
- Casamiquela R, 2007. El poblamiento de la Patagonia. *Confines digital*.
- Casco SL, Poi de Neiff AG, 1998. Daño ocasionado por adultos de *Neochetina* spp. (Coleoptera: Curculionidae) a *Eichhornia crassipes* en la planicie del Río Paraná. *FACENA* 14: 31–43.
- Cassola A, 1988. Los Mallines. *Revista Presencia (INTA)* 16: 11–14.
- Céréghino R, Oertli B, Bazzanti M, Coccia C, Compin A, Biggs J, Bressi N, Grillas P, Hull A, Kalettka T, Scher O, 2012. Biological traits of European pond macroinvertebrates. *Hydrobiol* 689: 51–61.
- Ceg-proinsa, 1995. Estudio para el incremento de los caudales hídricos en el valle del Río Genoa. *Estudios básicos tomo 1: informe preliminar*.

- Chippis SR, Hubbard DE, Werlin KB, Haugerud NJ, Powell KA, Thompson J, 2006. Association between wetland disturbance and biological attributes in floodplain wetlands. *Wetlands* 26: 497–508.
- Ciari G, 2009. Transferencia y exportación de recursos en una Cuenca serrana de la Patagonia extra andina. Tesis de Magister Scientiae en Manejo integral de cuencas hidrográficas, Facultad de Cs. Agrarias y Forestales. *Universidad Nacional de la Plata*. Argentina, 121 pp.
- Clausen JC, Ortega IM, Glaude CM, Relyea RA, Garay G, Guineo O, 2006. Classification of wetlands in Patagonian National Park, Chile. *Wetlands* 26: 217–229.
- Coffin DP, Lurenroth WK, 1988. The effects of disturbance size and frequency on a shortgrass plant community. *Ecology* 69: 1609–1617.
- Collantes MB, Faggi AM, 1999. Los humedales del sur de Sudamérica. En Málvarez AI (ed.), Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. *Unesco*, Montevideo, Uruguay, 15–25 pp.
- Collins SL, Knapp AK, Briggs JM, Blair JM, Steinauer EM, 1998. Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science* 280: 745–747.
- Consejo Federal de Inversiones, 2012. <http://www.cfired.org.ar/Default.aspx?cId=58>. Consultado el 2/10/2013.
- Cooper PF, Findlater BC, 1990. Constructed Wetlands in Water Pollution Control. *Pergamon Press*, Oxford, UK.
- Coronato FR, del Valle HF, 1988. Caracterización hídrica de las cuencas hidrográficas de la provincia del Chubut. *Publicación Técnica. Cenpat-Conicet*. Puerto Madryn. Chubut. Argentina, 183 pp.
- Coronato F, 1993. Wind chill factor applied to Patagonian climatology. *Int J Biomet* 37: 1–6.
- Correa MN, 1978-1999. Flora Patagónica. Tomo VIII: parte I, II, III, IVa, IVb, V, y VIII.
- Cortelezzi A, Sierra MV, Gómez N, Marinelli C, Rodrigues Capítulo A, 2013. Macrophytes, epipelic biofilm and invertebrates as biotic indicators of physical habitat degradation of lowland streams (Argentina). *Environ Monit Assess* DOI 10.1007/s10661-012-2985-2.
- Cronk JK, Fennessy MS, 2001. Wetland Plants: Biology and Ecology. *CRC Press*, Boca Raton, FL.
- Crowns JE, Davis JA, Cheal F, Schmidt LG, Rosich RS, Bradley SJ, 1992. Multivariate pattern analysis of wetland invertebrate communities and environmental variables in Western Australia. *Aust J Ecol* 17: 275–288.

- Cummins KW, Wilzbach MA, Gates DM, Perry JB, Taliaferro WB, 1989. Shredders and riparian vegetation. *BioScience* 39: 24–30.
- Davies BR, Biggs J, Lee JT, Thompson S, 2004. Identifying optimum locations for new ponds. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 14: 5–24.
- Davies BR, Biggs J, Williams P, Lee JT, Thompson S, 2008. A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiol* 597: 7–17.
- Davies PJ, Wright I, Findlay SJ, Jonasson OJ, Burgin S, 2010. Impact of urban development on aquatic macroinvertebrates in south eastern Australia: degradation of in-stream habitats and comparison with non-urban streams. *Aquat Ecol* 44: 685–700.
- Davis C, Austin JE, Buhl D, 2006. Factors influencing soil invertebrate communities in riparian grasslands of the central Platte River floodplain. *Wetlands* 26: 438–454.
- Davis J, Horwitz P, Norris R, Chessman B, McGuire M, Sommer B, Trayler K, 2009. Wetland Bioassessment Manual (Macroinvertebrates). *National Wetlands Research and Development Program*, 30 pp.
- Declerck S, De Bie T, Ercken D, Hampel H, Schrijvers S, VanWichelen J, Gillard V, Mandiki R, Losson B, Bauwens D, Keijers S, Vyverman W, Goddeeris B, De meester L, Brendonck L, Martens K, 2006. Ecological characteristics of small farmland ponds: Associations with land use practices at multiple spatial scales. *Biol Con* 131: 523–532.
- Del Rosario RB, Betts EA, Resh VH, 2002. Cow manure in headwater streams: tracing aquatic insect responses to organic enrichment. *J N Am Benthol Soc* 21: 278–289.
- del Valle HF, 1998. Patagonian soils: a regional synthesis. *Ecol Aust* 8: 103–123.
- del Valle HF, Elissalde NO, Gagliardini DA, Milovich J, 1998. Status of desertification in the Patagonian region: assessment and mapping from satellite imagery. *Arid Soil Res Rehabil* 12: 1–27.
- Dodson SI, 2001. Zooplankton communities of restored depressional wetlands in Wisconsin, USA. *Wetlands* 21: 292–300.
- Dodson SI, Lillie RA, 2001. Zooplankton communities of restored depressional wetlands in Wisconsin, USA. *Wetlands* 21: 292–300.

- Dolédec S, Phillips N, Scarsbrook M, Riley RH, Townsend CR, 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *J N Am Benthol Soc* 25: 44–60.
- Domínguez E, Fernández HR, 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. *Fundación Miguel Lillo* 383–409 pp.
- Donato M, Massafferro J, Brooks S, 2009. Estado del conocimiento taxonómico de la fauna de Chironomidae (Diptera: Nematocera) de la Patagonia. *Rev Soc Entomol Argent* 68: 187–192.
- Downing JA, McCauley E, 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. *Limnol Oceanogr* 37: 936–945.
- Downing JA, Prairie YT, Cole JJ, Duarte CM, Tranvik LJ, Striegl RG, 2006. The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnol Oceanogr* 51: 2388–2397.
- Downing JA, Cole JJ, Middleburg JJ, Striegl RG, Duarte CM, Kortelainen P, Prairie YT, Laube KA, 2008. Sediment organic carbon burial in agricultural eutrophic impoundments over the last century. *Global Biogeochem Cy* 22, GB1018.
- Dudgeon D, Arthington AH, Gessner MO, Sullivan CA, 2006. Freshwater biodiversity: Importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163–182
- Duguid A, Barnetson J, Clifford B, Pavey C, Albrecht D, Risler J, McNellie M, 2005. Wetlands in the arid Northern Territory, vol. 1. A Report to the Australian Government Department of the Environment and Heritage on the inventory and significance of wetlands in the arid NT. Northern Territory Government Department of Natural Resources, Environment and the Arts, Alice Springs.
- Elissalde N, Buono G, Escobar JM, Nakamatsu V, Bher S, Llanos E, 2001. Disponibilidad de forraje para el ganado ovino de los pastizales naturales de las zonas áridas y semiáridas del Chubut. *Sitio Argentino de Producción Animal* 1: 1–9.
- Elissalde N, Escobar JM, Nakamatsu V, 2002. Inventario y evaluación de pastizales naturales de la zona árida y semiárida de la Patagonia. Programa de Acción Nacional de Lucha contra la Desertificación. *INTA EEA Chubut*. Centro Regional Patagonia Sur, 45 pp.
- Epele LB, Miserendino ML, 2009. Estudios biológicos del mallín de la comuna Nahuel Pan. *INTA, LIESA y UNPSJB, Sede Esquel*.

- Epele LB, Archangelsky M, 2012. Spatial variation of water beetle communities in arid and semi-arid Patagonian wetlands and their value as environmental indicators. *Zool Stud* 51: 1418–1431.
- Epele LB, Miserendino ML, Brand C, 2012. Does nature and persistence of substrate at a mesohabitat scale matter for Chironomidae assemblages? A study of two perennial mountain streams in Patagonia, Argentina. *Journal of Insect Science* 12: 1–20
- Epler JH, 2001. Identification Manual for the Larval Chironomidae (Diptera) of North and South Carolina. North Carolina State Department of Environmental Water Quality, Raleigh, NC, USA.
- Erize E, 1960. Diccionario comentado Mapuche-Español. Cuadernos del Sur. Instituto de Humanidades. Universidad Nacional del Sur.
- Erman NA, 1996. Status of aquatic invertebrates. En Sierra Nevada Ecosystem Project: Final report to Congress, vol. II. Assessments and Scientific Basis for Management Options. *University of California, Davis*, Centers for Water and Wildland Resources, Davis, 987–1008 pp.
- Ezcurra de Drago I, Marchese M, Montalto L, 2007. Benthic Invertebrates. En *The Middle Paraná River: Limnology of a Subtropical Wetland*, 251–272 pp.
- Fairchild GW, Anderson JN, Velinsky DJ, 2005. The trophic state ‘chain of relationship’ in ponds: does size matter? *Hydrobiol* 539: 35–46.
- Fennessy MS, Geho R, Elifritz B, López R, 1998. Testing the floristic quality assessment index as a indicator of riparian wetland quality. Final Report to U.S. EPA. *Ohio Environmental Protection Agency*, Division of Surface Water, Columbus, OH, USA.
- Fernández HR, Domínguez E, 2001. Guía para la determinación de los Artrópodos bentónicos sudamericanos. *EUDET*. Tucumán, Argentina, 282 pp.
- Figuerola R, Valdovinos C, Araya E, Parra O, 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile Benthic macroinvertebrates as indicators of water quality of southern Chile rivers. *Rev Chil HN* 76: 275–285.
- Finlayson CM, van der Valk AG, 1995. Wetland classification and inventory: a summary. *Vegetatio* 118: 185–192.

- Fontanarrosa MS, Chaparro G, O'Farrell I, 2013. Temporal and spatial patterns of macroinvertebrates associated with small and medium-sized free-floating plants. *Wetlands* 33: 47–63
- Freeland JA, Richardson JL, 1997. Soils and sediments as indicators of agricultural impacts on northern prairie wetlands. En Peterson SA, Carpenter L, Guntenspergen G, Cowardin LM (eds.), Pilot test of wetland condition indicators in the Prairie Pothole Region of the United States. *US Environmental Protection Agency*, MN, USA, 119–144 pp.
- Gaitán JJ, López CR, Bran D, 2011. Vegetation composition and its relationship with the environment in mallines of north Patagonia, Argentina. *Wetlands Ecol Manage* 19: 121–130.
- Galatowitsch SM, Whited D, Tester JR, 1999. Development of community metrics to evaluate recovery of Minnesota wetlands. *J Aquat Ecosyst Health* 6: 217–234.
- Gamito S, Furtado R, 2009. Feeding diversity in macroinvertebrate communities: A contribution to estimate the ecological status in shallow waters. *Ecol Indic* 9: 1009–1019.
- Gascón S, Boix D, Sala J, 2009. Are different biodiversity metrics related to the same factors? A case study from Mediterranean wetlands. *Biol Conserv* 142: 2602–2612.
- Gernes MC, Helgen JC, 1999. Indexes of biotic integrity for wetlands: vegetation and invertebrate IBIs. *Final report to U.S. Environmental Protection Agency*. St. Paul, MN, USA.
- Getachew M, Ambelu A, Tiku S, Legesse W, Adugna A, Kloos H, 2012. Ecological assessment of Cheffa Wetland in the Borkena Valley, northeast Ethiopia: Macroinvertebrate and bird communities. *Ecol Indic* 15: 63–71.
- Gioria M, Schaffers A, Bacaro G, Feehan J, 2010. The conservation value of farmland ponds: predicting water beetle assemblages using vascular plants as a surrogate group. *Biol Conserv* 143: 1125–1133.
- Gleason RA, Euliss NH, Hubbard DE, Duffy WE, 2003. Effects of sediment load on emergence of aquatic invertebrates and plants from wetland soil egg and seed banks. *Wetlands* 23: 26–34.
- Golluscio RA, Bottaro H, Rodano DR, Garbulsky MF, Bobadilla S, Buratovich O, Villa M, 2009. Divergencias en la estimación de receptividad ganadera en el noroeste de la Patagonia: diferencias conceptuales y consecuencias prácticas. *Ecol Austral* 19: 3–18.

- Golterman HL, Clymo RS, Ohnstad MA, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. *Oxford: Blackwell Scientific*, (JNP Handbook, 8).
- Gordon ND, McMahon TA, Finlayson BL, Gippel CJ, Nathan RJ, 2004. Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists. *John Wiley & Sons Ltd*, Chichester.
- Gosselink JR, Turner RE, 1978. The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems. En Good RE, Whigham DF, Simpson RL, Jackson CG (Eds.), *Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential*. *Academy Press*, New York, NY, USA, 63–78 pp.
- Grasshoff K, Erhardt M, Kremling K, 1983. Methods of seawater analysis, vol 2nd, Weinheim.
- Grupo de trabajo de recursos Acuáticos, 2006. Humedales de la República Argentina. *Secretaría de ambiente y desarrollo sustentable de la Nación*. Buenos Aires. 16 pp.
- Hall DL, Willig MR, Moorhead DL, Sites RW, Fish EB, Mollhagen TR, 2004. Aquatic macroinvertebrate diversity of playa wetlands: The role of landscape and island biogeographic characteristics. *Wetlands* 24: 77–91.
- Hannigan E, Kelly-Quinn M, 2012. Composition and structure of macroinvertebrate communities in contrasting open-water habitats in Irish peatlands: implications for biodiversity conservation. *Hydrobiol* 692: 19–28.
- Harper D, Mekotova J, Hulme S, White J, Hall J, 1997. Habitat heterogeneity and aquatic macroinvertebrate diversity in floodplain forests. *Global Ecol Biogeogr* 6: 275–285.
- Hart EA, Lovvorn JR, 2003. Algal vs. macrophyte inputs to food webs of inland saline wetlands. *Ecology* 84: 3317– 3326.
- Hauenstein E, 2006. Visión sinóptica de los macrófitos. *Gayana Bot* 70: 16–23.
- Hauenstein E, Peña-Cortés F, Bertrán C, Tapia J, Schlatter R, 2008. Comparación florística y estado trófico basado en plantas indicadoras de lagunas costeras de la región de La Araucanía, Chile. *Ecol Austral* 18: 43–53.
- Hauenstein E, Barriga F, de los Ríos-Escalante P, 2011. Ensamblajes de macrófitas en lagos de montaña del Parque Nacional Huerquehue (39°S, Región de la Araucanía, Chile). *Lat Am J Aquat Res* 39: 593–599.
- Hauer FR, Resh VH, 1996. Benthic macroinvertebrates. En Hauer FR, Lamberti GA (eds.), *Methods in Stream Ecology*. *Academic press*, San Diego, California, USA, 339–369 pp.
- Heino J, 2009. Biodiversity of aquatic insects : spatial gradients and environmental correlates of assemblage-level measures at large scales. *Freshwater Reviews* 2: 1–29.

- Helgen JC, Gernes MC, 2001. Monitoring the condition of wetlands: indexes of biological integrity using invertebrates and vegetation. En Rader RB, Batzer D, Wissinger SA (eds.), Bioassessment and Management of North American Freshwater Wetlands. *John Wiley & Sons Inc.*, New York, NY, USA, 167–186 pp.
- Higgins MJ, Merritt RW, 1999. Temporary woodland ponds in Michigan: invertebrate seasonal patterns and trophic relationships. En Batzer DP, Rader RB, Wissinger SA (eds.), Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management. *John Wiley & Sons Inc.*, New York, NY, USA, 279–297 pp.
- Hornung JP, Foote L, 2006. Aquatic invertebrate responses to fish presence and vegetation complexity in Western Boreal wetlands, with implications for Waterbird productivity. *Wetlands* 26: 1–12.
- Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INDEC), 2002. Censo Nacional Agropecuario 2002. <http://www.indec.gov.ar>.
- Iriondo M, 1989. Quaternary lakes of Argentina. *Paleogeography Paleoclimatology. Paleoecology* 70: 81–88
- Jara F, Perotti M, Diéguez M, 2012. Distribution of backswimmers in shallow ponds of Patagonia and their predatory role on a common tadpole-copepod assemblage. *New Zeal J Mar Fresh* 46: 459–473.
- Jeffries MJ, 2011. The temporal dynamics of temporary pond macroinvertebrate communities over a 10-year period. *Hydrobiol* 661: 391–405.
- Jobbágy EG, Paruelo JM, León RJC, 1995. Estimación del régimen de precipitación a partir de la distancia a la cordillera en el noroeste de la Patagonia. *Ecol Aust* 5: 47–53.
- Johnston CA, 1991. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. *Crit Rev Env Contr* 21: 491–565.
- Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE, 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences* 106: 110–127.
- Kadlec RH, Knight RL, 1996. Treatment Wetlands. *Lewis Publishers*, Boca Raton, FL, USA.
- Kandus P, Minotti P, Malvárez AI, 2008. Distribution of wetlands in Argentina estimated from soil charts. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 30: 403–409.
- Kerans BL, Karr JR, 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecol Appl* 4: 768–785.

- King RS, Brazner JC, 1999. Coastal wetland insect communities along a trophic gradient in Green Bay, Lake Michigan. *Wetlands* 19: 426–437.
- King RS, Richardson CJ, 2002. Evaluating subsampling approaches and macroinvertebrate taxonomic resolution for wetland bioassessment. *J N Am Benthol Soc* 21: 150–171.
- Kostecke RM, Smith LM, Hands HM, 2005. Macroinvertebrate response to cattail management at Cheyenne Bottoms, Kansas, USA. *Wetlands* 25: 758–763.
- Külköylüoğlu O, 2004. On the usage of ostracods (Crustacea) as bioindicator species in different aquatic habitats in the Bolu region, Turkey. *Ecol Indic* 4: 139–147.
- Layman CA, Smith DE, Herod JD, 2000. Seasonally varying importance of abiotic and biotic factors in marsh-pond fish communities. *Mar Ecol-Prog Ser* 207: 155–169.
- Leeper DA, Taylor BE, 1998. Abundance, biomass, and production of aquatic invertebrates in Rainbow Bay, a temporary wetland in South Carolina, USA. *Archiv Hydrobiol* 143: 335–362.
- León RJC, Bran D, Collantes M, Paruelo JM, Soriano A, 1998. Grandes unidades de vegetación de la Patagonia extra andina. *Ecol Austral* 8: 125–144.
- Lloyd C, 2002. Producción y utilización de mallines. *Carpeta Técnica, Ganadería N° 2*. EEA INTA Esquel.
- Lopretto EC, Tell G, 1995. Ecosistemas de aguas continentales: Metodologías para su estudio. *Ediciones Sur*, La Plata, 1401 pp.
- Louette G, De Meester L, 2005. High dispersal capacity of Cladoceran zooplankton in newly founded communities. *Ecology* 86: 353–359.
- Ludwing JA, Reynolds JF, 1988. Statistical Ecology. *Wiley-Interscience*, 333 pp.
- Luque JL, 1997. Características de suelos e hídricas de los mallines. Trelew: INTA, EEA Chubut, 34 pp.
- Luzier JM, Summerfelt RC, 1997. Experimental demonstration of the effects of clam shrimp on turbidity of microcosms. *Prog Fish-Cult* 59: 68–70.
- MacArthur RW, Wilson EO, 1967. The Theory of Island Biogeography. *Princeton University Press*, Princeton, NJ, USA.
- Mackereth FJH, Heron J, Talling JF, 1978. Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists. *Freshwater Biological Association Scientific Publications N° 36*, Titus Wilson, Windemere.

- Maestas JD, Knight RL, Gilgert WC, 2003. Biodiversity across a rural land-use gradient. *Conserv Biol* 17: 1425–1434.
- Main AR, 1993. Landscape reintegration: problem definition. En Hobbs RJ, Saunders DA (eds.), *Reintegrating Fragmented Landscapes: Towards Sustainable Production and Nature Conservation*. Springer-Verlag. New York, Orleans, Louisiana.
- Maloney KO, Feminella JW, 2006. Evaluation of single and multi-metric benthic macroinvertebrate indicators of catchment disturbance over time at the Fort Benning Military Installation, Georgia, USA. *Ecol Indic* 6: 469–484.
- Malvárez AI, Bó RF, 2004. Documentos del curso-taller “Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina”. Buenos Aires, 30 de septiembre-4 de octubre 2002. FCEYN-UBA, Ramsar, USFWS, USDS. Buenos Aires.
- Manzo MV, 2005. Key to the South America genera of Elmidae (Insecta: Coleoptera) with distributional data. *Stud Neotrop Fauna E* 40: 201–208.
- Manzo MV, Archangelsky M, 2008. A key to the known larvae of South American Elmidae (Coleoptera: Byrrhoidea), with a description of the mature larva of *Macrelmis saltensis* Manzo. *Ann Limnol-Int J Lim* 44: 63–74.
- Marchese M, Ezcurra de Drago I, 1992. Benthos of the lotic environments in the middle Paraná River system: transverse zonation. *Hydrobiol* 237: 1–13.
- Marchese M, Ezcurra de Drago I, Drago E, 2002. Benthic Macroinvertebrates and Physical Habitat relationships in the Paraná River-floodplain System. En Mc Clain (ed.), *The Ecohydrology of Southamerican Rivers and Wetlands. International Association of Hydrological Sciences. Special publications n°6*. Wallingford, Inglaterra, 111–113 pp.
- Marchese MR, Rodriguez AR, Pave PJ, Carignano MR, 2008. Benthic invertebrates structure in wetlands of a tributary of the middle Parana River (Argentina) affected by hydrologic and anthropogenic disturbances. *J Environ Biol* 29: 343–348.
- Markwell KA, Fellows C, 2008. Habitat and Biodiversity of On-Farm Water Storages: A Case Study in Southeast Queensland. *Australia Environmental Management* 41: 234–249
- Martínez Peck L, 1994. Desarrollo integral del complejo recreativo La Zeta. Primer informe presentado al COPLADE. 142 pp.
- Marty JT, 2005. Effects of cattle grazing on diversity in ephemeral wetlands. *Conserv Biol* 19: 1626–1632.

- Mazzoni E, Vázquez M, 2004. Ecosistemas de mallines y paisajes de la Patagonia Austral (Provincia de Santa Cruz). Ediciones Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). 63 pp.
- Mc Aleece N, Lambshead J, Paterson G, Gage J, Harris P, Lamont P, 1997. BioDiversity Pro. *Natural History Museum and Scottish Association For Marine Science*.
- Melo MC, 2009. Biodiversidad de Heteroptera (Hemiptera) acuáticas y semiacuáticas de la Patagonia argentina. *Rev Soc Entomol Argent* 68: 177–185.
- Melzer A, 1999. Aquatic macrophytes as tools for lake management. *Hydrobiol* 395/396: 181–190.
- Menetrey N, Sager L, Oertli B, Lachavanne JB, 2005. Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. Macroinvertebrates and amphibians. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 15: 653–664.
- Menu-Marque S, Balseiro E, 2000. *Boeckella antiqua* n. sp. (Copepoda, Calanoida, Centropagidae) from Patagonia. *Hydrobiol* 429: 1–7.
- Menu-Marque S, Morrone JJ, Locascio de Mitrovich C, 2000. Distributional patterns of the South American species of *Boeckella* (Copepoda: Centropagidae): a track analysis. *J Crustac Biol* 20: 262–272.
- Mercado M, 2004. Macroinvertebrados de turberas australes (Tierra del Fuego). En Blanco DE, de la Balze VM (eds.), Los Turbales de la Patagonia: Bases para su inventario y la conservación de su biodiversidad. Buenos Aires, Argentina, 119–126 pp.
- Merritt RW, Lawson DL, 1979. Leaf litter processing in floodplain and stream communities. *United States Forest Service*, Washington, DC, USA. WO-12.
- Merritt RW, Cummins KW, 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. *Kendall-Hunt*, Dubuque, 862 pp.
- Michat MC, Archangelsky M, 2007. Descriptions of larvae of *Desmopachria* Babington (Coleoptera: Dytiscidae: Hydroporinae): the *D. vicina* Sharp species group. *Coleopt Bull* 61: 264–276.
- Michat MC, Archangelsky M, Bachmann AO, 2008. Generic keys for the identification of larval Dytiscidae from Argentina (Coleoptera: Adephaga). *Rev Soc Entomol Argent* 67: 17–36.
- Middleton BA, 1999. Wetland restoration, flood pulsing and disturbance dynamics. New York, *John Wiley & Sons, Inc.*, New York, NY, USA.

- Middleton BA, 2002. Flood Pulsing in Wetlands: Restoring the Natural Hydrological Balance. *John Wiley & Sons, Inc.*, New York, NY, USA.
- Miserendino ML, Pizzolón LA, 1999. Rapid assessment of river water quality using macroinvertebrates: a family level biotic index for the Patagonic Andean zone. *Acta Limnol Bras* 11: 137–148.
- Miserendino ML, 2001. Macroinvertebrados de ríos andino-patagónicos. Universidad Nacional del Comahue, Bariloche, Río Negro. 205 pp.
- Miserendino ML, 2007. Macroinvertebrate functional organization and water quality in a large arid river from Patagonia (Argentina). *Ann Limnol- Int J Lim* 43: 133–145.
- Miserendino ML, Brand C, Di Prinzio CY, 2008. Assessing urban impacts on water quality, benthic communities and fish in streams of the Andes Mountains, Patagonia (Argentina). *Water Air Soil Pollut* 194: 91–110.
- Miserendino ML, 2009. Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrate communities in a large arid patagonian river. *Biod & Conserv* 8: 1921–1943.
- Miserendino ML, Epele LB, 2009. Estudios biológicos de los mallines del noroeste de Chubut. *Cuadernos del INTA. Medio Ambiente*. Julio: 59–62.
- Miserendino ML, Casaux R, Archangelsky M, Di Prinzio CY, Brand C, Kutschker AM, 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Sci Total Environ* 409: 612–624.
- Miserendino ML, Archangelsky M, Brand C, Epele LB, 2012. Environmental changes and macroinvertebrate responses in Patagonian streams (Argentina) to ashfall from the Chaitén Volcano (May 2008). *Sci Total Environ* 424: 202–212.
- Mitsch WJ, Gosselink JG, 2007. Wetlands. *John Wiley & Sons, Inc.*, New York, NY, USA, 582 pp.
- Montalto L, Marchese M, 2005. Note cyst formation in Tubificidae (Naidinae) and Opistocystidae (Annelida, Oligochaeta) as an adaptive strategy for drought river, Argentina tolerance in fluvial wetlands of the Paraná. *Wetlands* 25: 488–494.
- Montalto L, Paggi AC, 2006. Diversity of chironomid larvae in a marginal fluvial wetland of the Middle Paraná River floodplain, Argentina. *Ann Limnol- Int J Lim* 42: 289–300.

- Montalto L, 2008. Dinámica espacio-temporal de asociaciones de invertebrados en un humedal marginal fluvial de la llanura aluvial del Río Paraná medio. *Universidad de Buenos Aires*. 215 pp.
- Movia C, 1984. Tipología de mallines. En Rabassa J, Brandani A, Capua O, Ottonello E (eds.), Curso de campo de sistemas ecogeomorfológicos: Guía excursiones. *Dpto. de Posgrado. Universidad Nacional del Comahue*, Neuquén.
- Mugni H, Maine A, Bonetto C, 2005. Phosphate and nitrogen transformations in a large floodplain river. *Proceedings of the 4th International Symposium* 139–149 pp.
- Nakamatsu V, 2006. Pastoreo de mallines: cálculo de la capacidad de carga. Cartilla de INTA, Ganadería 20: 87–92.
- Neckles HA, Murkin HR, Cooper JA, 1990. Influences of seasonal flooding on macroinvertebrate abundance in wetland habitats. *Freshwater Biol* 23: 311–322
- Neiff JJ, 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciencia* 15: 424–441.
- Neiff JJ, Poi de Neiff A, Patiño C, Basterra de Chiozzi I, 2000. Prediction of colonization by macrophytes in the Yaciretá reservoir of the Paraná River (Argentina and Paraguay). *Rev Brasil Biol*, 60: 615–26.
- Neiff JJ, Casco SL, Arias JC, 2004. Glosario de humedales de Iberoamérica. En Neiff JJ (ed.), Humedales de Iberoamérica. *CYTED, Subprograma XVII – Red Iberoamericana de Humedales*. Cuba. ISBN: 959-270-036-2. 336-380 pp.
- Neiff JJ, 2004. Humedales de Iberoamérica. *CYTED, Subprograma XVII – Red Iberoamericana de Humedales*. Cuba. ISBN: 959-270-036-2. 380 páginas.
- Nelson SM, Roline RA, Thullen JS, Sartoris JJ, Boutwell JE, 2000. Invertebrate assemblages and trace element bioaccumulation associated with constructed wetlands. *Wetlands* 20: 406–415.
- Newman RM, 1991. Herbivory and detritivory on freshwater macrophytes by invertebrates: a review. *J N Am Benthol Soc* 10: 89–114.
- Nicolet P, Biggs J, Fox G, Hodson MJ, Reynolds C, Whitfield M, Williams P, 2004. The wetland plant and macroinvertebrate assemblages of temporary ponds in England and Wales. *Biol Conserv* 120: 261–278.
- Nielsen DL, Shiel RJ, Smith FJ, 1998. Ecology versus taxonomy: is there a middle ground? *Hydrobiol* 387/388: 451–457.

- Nilsson AN, 1986. Community structure in the Dytiscidae (Coleoptera) of a northern Swedish seasonal pond. *Annales Zoologici Fennici* 23: 39–47.
- Nilsson AN, Svensson BW, 1995. Assemblages of dytiscid predators and culicid prey in relation of environmental factors in natural and clear-cut boreal swamp forest pools. *Hydrobiol* 308: 183–196.
- Nugent P, 2004. Aspectos relacionados con clasificación e inventario. En Malvárez AI (ed.), *Documentos del curso-taller “Bases ecológicas para la clasificación e inventario de humedales en Argentina”*, Buenos Aires, 120 pp.
- O’Hare MT, Clarke RT, Bowes MJ, Cailles C, Henville P, Bissett N, Neal M, 2010. Eutrophication impacts on a river macrophyte. *Aquat Bot* 92: 173–178.
- Oberholster PJ, Botha AM, Cloete TE, 2008. Biological and chemical evaluation of sewage water pollution in the Rietvlei nature reserve wetland area, South Africa. *Environ Pollut* 156: 184–192.
- Ocon C, Rodrigues Capítulo A, 2012. Assessment of water quality in temperate-plain streams (Argentina, South America) using a multiple approach. Asociación Argentina de Ecología. *Ecol Austral* 22: 81–91.
- OECD, 1982. Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. *OECD*, Paris, 145 pp.
- Oertli B, Joye DA, Castellana E, Juge R, Cambin D, Lachavanne JB, 2002. Does size matter? The relationship between pond area and biodiversity. *Biol Conserv* 104: 59–70.
- Oliva A, Fernández LA, Bachmann AO, 2002. Sinopsis de los Hydrophiloidea acuáticos de la Argentina (Insecta, Coleoptera). *Monografías de Museo Argentino de Ciencias Naturales* 2: 1-67.
- Paggi JC, 1999. Status and phylogenetic relationships of *Daphnia sarsi* Daday, 1902 (Crustacea: Anopoda). *Hydrobiol* 403: 27–37.
- Paggi AC, Rodrigues Capítulo A, 2002. Chironomids Composition From Drift And Bottom Samples In A Regulated North-Patagonian River (Rio Limay, Argentina). *Verh Internat Verein Limnol* 28: 1229–1235.
- Paruelo JM, Beltrán A, Jobbágy E, Sala OE, Golluscio OE, 1998. The climate of Patagonia: general patterns and controls on biotic processes. *Ecol Austral* 8: 85–101.

- Paruelo JM, Sala O, Beltrán A, 2000. Long-term dynamics of water and carbon in semi-arid ecosystems: a gradient analysis in the Patagonia steppe. *Plant Ecology* 150: 133–143.
- Paruelo J, Golluscio R, Jobbágy E, Canevari M, Aguiar M, 2005. Situación ambiental en la estepa Patagónica. Ecorregión estepa Patagónica. En Brown A. Ortiz U, Acerbi M, Corcuera, J (Eds.), La situación ambiental argentina. *Fundación Vida Silvestre*. Buenos Aires 302–320 pp.
- Perotti MG, Diéguez MC, Jara F, Pérez P, 2004. Consideraciones sobre el efecto de las variables del clima y las interacciones biológicas sobre las comunidades acuáticas de humedales patagónicos. *Taller los mallines en la Patagonia*. Esquel: INTA.
- Perotti MG, Diéguez MC, Jara F, 2005. Estado del conocimiento de humedales del norte patagónico (Argentina): aspectos relevantes e importancia para la conservación de la biodiversidad regional. *Rev Chil HN* 78: 723–737.
- Pessacq P, 2009. Estado de conocimiento del orden Ephemeroptera en la Patagonia. *Rev Soc Entomol Argent* 68: 155–161.
- Pessacq P, Epele LB, Rogers C, 2011. A new species of *Lynceus* (Crustacea: Branchiopoda: Laevicaudata) from Patagonia, with comments on laevicaudatan systematics. *Zootaxa* 3043: 25–32.
- Phaphong A, Sangpradub N, 2012. Development of a benthic macroinvertebrate biotic index to evaluate wetland health in Northeastern Thailand. *Afr J Agric Res* 7: 6320–6328.
- Picazo F, Bilton DT, Moreno JL, Sánchez-Fernández D, Millán A, 2012. Water beetle biodiversity in Mediterranean standing waters: assemblage composition, environmental drivers and nestedness patterns. *Insect Conserv Divers* 5: 146–158.
- Piscart C, Moreteau JC, Beisel JN, 2005. Biodiversity and structure of macroinvertebrate communities along a small permanent salinity gradient (Meurthe River, France). *Hydrobiol* 551: 227–236.
- Poi de Neiff AG, Neiff JJ, Orfeo O, Carignian R, 1994. Quantitative importance of particulate matter retention by the roots of *Eichornia crassipes* in the Paraná floodplain. *Aquat Bot* 47: 213–223.
- Poi de Neiff AG, 2003. Invertebrados de la vegetación del Iberá. En Poi de Neiff AG (ed.), Limnología del Iberá. *EUDENE*, Corrientes, 171–191 pp.

- Poi de Neiff AG, Casco SL, 2003. Biological agents that accelerate winter decay of *Eichhornia crassipes* Mart. Solms. in northeastern Argentina. En Thomaz SM, Bini LM (eds.), Ecología e Manejo de Macrófitas Acuáticas. *Eduem*, Maringá, Brazil 127–144 pp.
- Poi de Neiff AG, Neiff JJ, 2006. Riqueza de especies y similaridad de los invertebrados que viven en plantas flotantes de las planicies de inundación del Río Paraná (Argentina). *Interciencia* 31: 220–225.
- Poi de Neiff AG, Neiff JJ, Casco SL, 2006. Leaf litter decomposition in three wetland types of the Paraná River floodplain. *Wetlands* 26: 558–566.
- Porst G, Naughton O, Gill L, Johnston P, Irvine K, 2012. Adaptation, phenology and disturbance of macroinvertebrates in temporary water bodies. *Hydrobiol* 696: 47–62.
- Quirós R, 1988. Relationships between air temperature, depth, nutrients and chlorophyll in 103 Argentinean lakes. *Verh Internat Verein Limnol* 23: 647–658.
- Rabeni CF, Doisy KE, Zweig LD, 2005. Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. *Aquatic Sciences* 67: 395–402.
- Rader RB, Richardson CJ, 1992. The effects of nutrient enrichment on algae and macroinvertebrates in the Everglades: A review. *Wetlands* 12: 121–135.
- Rader RB, Richardson CJ, 1994. Response of macroinvertebrates and small fish to nutrient enrichment in the northern Everglades. *Wetlands* 14: 134–146.
- Rader RB, 1994. Macroinvertebrates in the northern Everglades: species composition and trophic structure. *Florida Scientist* 57: 22–33.
- Rader RB, Batzer DP, Wissinger SA, 2001. Bioassessment and Management of North American Fresh Water Wetlands. *John Wiley & Sons. Inc.*, New York, NY, USA.
- Raffaele E, 1999. Mallines. Aspectos generales y problemas particulares. En Malvárez AI (ed.), Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica, 27–34 pp.
- Ramírez C, San Martín C, Medina R, Contreras D, 1991. Estudio de la flora hidrófila del Santuario de la Naturaleza Río Cruces (Valdivia, Chile). *Gayana Bot* 48: 67–80.
- Ramsar Convention Secretariat, 2013. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971). 109 pp.
- Reddy KR, O'Connor AA, Scelske CL, 1999. Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Wetlands. *Lewi Publishers*, Boca Raton, FL, USA.

- Reddy RK, DeLaune RD, 2008. Biogeochemistry of WETLANDS. Science and Applications. CRC Press. London, 774 pp.
- Resh VH, Norris R, Barbour M, 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Aust J Ecol* 20: 108–21.
- Ricciardi A, Neves RJ, Rasmussen JB, 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *J Anim Ecol* 67: 613–619.
- Ricklefs RE, 1998. Invitación a la ecología: la economía de la naturaleza. Cuarta edición. *Médica Panamericana*. Buenos Aires, Argentina, 692 pp.
- Riens JR, Schwarz MS, Mustafa F, Hoback WW, 2013. Aquatic Macroinvertebrate Communities and Water Quality at Buffered and Non-Buffered Wetland Sites on Federal Waterfowl Production Areas in the Rainwater Basin, Nebraska. *Wetlands* doi:10.1007/s13157-013-0460-7
- Robson BJ, Clay CJ, 2005. Local and regional macroinvertebrate diversity in the wetlands of a cleared agricultural landscape in south-western Victoria, Australia. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 15: 403–414.
- Rodrigues Capítulo A, 1992. Los Odonata de la República Argentina (Insecta). *Fauna de agua dulce de la República Argentina* 34: 1–91.
- Rodrigues Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. en Simposios IV Cong. Arg. de Entomología. Mar del Plata. *Rev Soc Ent Argentina* 58: 208–217.
- Rodrigues Capítulo A, Tangorra M, Ocón C, 2001. Use of Benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35: 109–119
- Rosenberg DM, Resh VH, 1993. Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates. New York: Chapman and Hall.
- Rosenfeld JS, 2002. Logical fallacies in the assessment of functional redundancy. *Conserv Biol* 16: 837–839.
- Ruggiero A, Solimini AG, Carchini G, 2005. The alternative stable state and the management of Apennine mountain ponds. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst* 15: 625–634.

- Rundle SD, Foggo A, Choiseul V, Bilton DT, 2002. Are distribution patterns linked to dispersal mechanism? An investigation using pond invertebrate assemblages. *Freshwater Biol* 47: 1571–1581.
- Sahuquillo M, Miracle MR, Morata SM Vicente E, 2012. Nutrient dynamics in water and sediment of Mediterranean ponds across a wide hydroperiod gradient. *Limnologica* 42: 282–290.
- Sala OE, Chapin III FS, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo M, Huber-Sanwalb E, Huenneke LF, Jackson RB, Kingzig A, Leemans R, Lodge DM Mooney, HA, Oesterheld M, Poff NL, Sykes MT, Walker BH, Walker M, Wall DH, 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770–1774.
- Sánchez-Carrillo S, Álvarez-Cobelas M, 2001. Nutrient dynamics and eutrophication patterns in a semi-arid wetland: the effects of fluctuating hydrology. *Water Air Soil Pollut* 131: 97–118.
- Sandin L, Johnson RK, 2000. Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *J N Am Benthol Soc* 19: 462–474.
- Scarnecchia DL, 1990. Concepts of carrying capacity and substitution ratios: a system's viewpoint. *J Range Manage* 43: 553–555.
- Schäfer ML, Lundkvist E, Landin J, Persson TZ, Lundström JO, 2006. Influence of landscape structure on mosquitoes (Diptera: Culicidae) and dytiscids (Coleoptera: Dytiscidae) at five spatial scales in swedish wetlands. *Wetlands* 26: 57–68.
- Scheffer M, Van Geest GJ, Zimmer K, Jeppesen E, Søndergaard M, Butler MG, Hanson MA, Declerck S, De Meester L, 2006. Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* 112: 227–231.
- Schneider DW, Frost TM, 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. *J N Am Benthol Soc* 15: 64–86.
- Scott DA, Jones TA, 1995. Classification and inventory of wetlands: a global overview. *Vegetatio* 118: 3–16.
- Scrimgeour GJ, Kendall S, 2002. Consequences of livestock grazing on water quality and benthic algal biomass in a Canadian natural grassland plateau. *Environ Manage* 29: 824–844.

- Seilheimer TS, Mahoney TP, Chow-Fraser P, 2009. Comparative study of ecological indices for assessing human-induced disturbance in coastal wetlands of the Laurentian Great Lakes. *Ecol Indic* 9: 81–91.
- Semeniuk CA, Semeniuk V, 1995. Geomorphic approach to global classification for inland wetlands. *Vegetatio* 118: 103–124.
- Sharitz RR, Batzer DP, 1999. An introduction to freshwater wetlands in North America and their invertebrates. En Batzer DP, Rader RB, Wissinger SA (eds.), *Invertebrates in Freshwater Wetlands of North America: Ecology and Management*. John Wiley & Sons, Inc. New York, NY, USA.
- Sharma RC, Rawat JS, 2009. Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands: A case study in the Central Himalayas, India. *Ecol Indic* 9: 118–128.
- Siffredi GL, Gaitán JJ, López CR, Ayesa JA, 2005. Guía de recomendación de carga animal para mallines. *INTA EEA Bariloche-“Dr. Grenville Morris”*. Centro Regional Patagonia Norte.
- Siffredi GL, López CR, Bran DE, Ayesa JA, Gaitán JJ Becker GF, 2007. Guía de recomendación de carga animal para mallines. *INTA EEA Bariloche-“Dr. Grenville Morris”*. Centro Regional Patagonia Norte.
- Silver CA, Vamosi SM, 2012. Macroinvertebrate Community Composition of Temporary Prairie Wetlands: A Preliminary Test of the Effect of Rotational Grazing. *Wetlands* 32: 185–197.
- Smith VH, Tilman GD, Nekola JC, 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ Pollut* 100: 179–196.
- Smith MJ, Ough KM, Scroggie MP, Schreiber ESG, Kahout M, 2009. Assessing changes in macrophyte assemblages with salinity in non-riverine wetlands: A Bayesian approach. *Aquat Bot* 90: 137–142.
- Smock LA, 1980. Relationships between body size and biomass of aquatic insects. *Freshwater Biol* 10: 375–383.
- Sokal RR, Rohlf FJ, 1995. Biometry. 3rd edition. *W.H. Freeman and Company*, New York, 859 pp.
- Søndergaard M, Kristensen P, Jeppesen E, 1992. Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind-exposed Lake Arreso, Denmark. *Hydrobiol* 228: 91–99.
- Søndergaard M, Jensen JP, Jeppesen E, 2005. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biol* 50: 1605–1615.

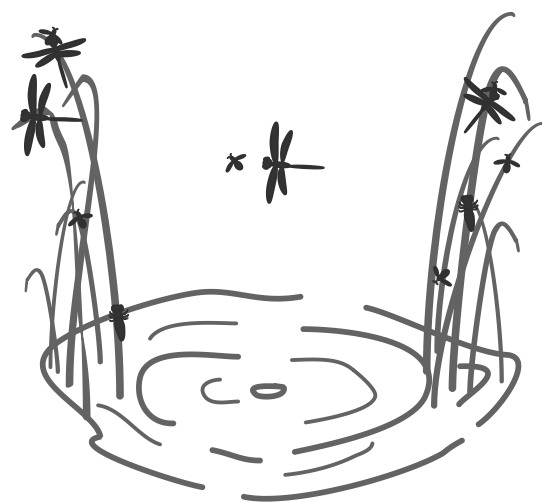
- Soriano A, 1983. Deserts and semi-deserts of Patagonia. En West NE (ed.), *Temperate Deserts and Semi-deserts, Ecosystems of the World. Elsevier, Amsterdam*, 423–460 pp.
- Sosnovsky A, Quirós R, 2006. El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecol Austral* 16: 115–124.
- Spencer M, Blaustein L, Schwartz SS, Cohen JE, 1999. Species richness and the proportion of predatory animal species in temporary freshwater pools: relationships with habitat size and permanence. *Ecol Lett* 2: 157–166.
- Spieles DJ, Mitsch WJ, 2000. Macroinvertebrate community structure in high and low-nutrient constructed wetlands. *Wetlands* 20: 716–729.
- Stanczak M, Keiper JB, 2004. Benthic invertebrates in adjacent created and natural wetlands in Northeastern Ohio, USA. *Wetlands* 24: 212–218.
- Steinman AD, Conklin J, Bohlen P, Uzarski DG, 2003. Influence of cattle grazing and pasture land use on macroinvertebrate communities in freshwater wetlands. *Wetlands* 23: 877–889.
- Strayer DL, Dudgeon D, 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *J N Am Benthol Soc* 29: 344–358.
- Stuijzand S, Poort L, Greve G, van der Geest HG, Kraak M, 2000. Variables determining the impact of diazinon on aquatic insects: taxon, developmental stage and exposure time. *Environ Toxicol Chem* 19: 582–587.
- Summerville KO, Ritter L, Thomas C, 2004. Forest moth taxa indicators of lepidopteran richness and habitat disturbance: a preliminary assessment. *Biol Conserv* 116: 9–18.
- Tangen BA, Butler MG, Ell M, 2003. Weak correspondence between macroinvertebrate assemblages and land use in prairie pothole region wetlands USA. *Wetlands* 23: 104–115.
- Tarr TL, Baber MJ, Babbitt KJ, 2005. Macroinvertebrate community structure across a wetland hydroperiod gradient in southern New Hampshire, USA. *Wetland Ecol Manage* 13: 321–334.
- Tell G, Izaguirre I, Quintana R, 1997. Flora y Fauna Patagónicas. *Ediciones Caleuche*. Bariloche, Argentina.
- ter Braak CJF, 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67: 1167–1179.

- ter Braak CJF, Smilauer P, 1998. CANOCO reference manual and users guide to Canoco for Windows. *Wageningen, the Netherlands: Centre of Biometry, Wageningen*.
- ter Braak CJF, Smilauer P, 1999. CANOCO for Windows (vers, 4.02). A FORTRAN program for canonical community ordination. *Wageningen, the Netherlands: Centre for Biometry, Wageningen*.
- Texeira M, Paruelo J, 2006. Demography, population dynamics and sustainability of the Patagonian sheep flocks. *Agric Syst* 87: 123–146
- Thomaz SM, Dibble ED, Evangelista LR, Higuti J, Bini LM. 2008. Influence of aquatic macrophyte habitat complexity on invertebrate abundance and richness in tropical lagoons. *Freshwater Biol* 53: 358–367.
- Thorp JH, Covich AP, 2001. Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates. *Academic Press, New York*.
- Tietjen T, Vähätalo AV, Wetzel RG, 2005. Effects of clay mineral turbidity on dissolved organic carbon and bacterial production. *Aquat Sci* 67: 51–60.
- U.S. EPA, 2002a. Methods for Evaluating Wetland Condition: Developing an Invertebrate Index of Biological Integrity for Wetlands. *Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-019*.
- U.S. EPA, 2002b. Methods for Evaluating Wetland Condition: Vegetation-Based Indicators of Wetland Nutrient Enrichment. *Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. EPA-822-R-02-024*.
- UNCCD (United Nations Convention to Combat Desertification), 2012. Disponible en: <http://www.unccd.int/en/resources/Library/Pages/Glossary.aspx> (04-15-2012).
- van der Valk AR, 2006. The Biology of Freshwater Wetlands. *Oxford University Press, NY*, 173 pp.
- Vance LK, 2009. Geographically Isolated Wetlands and Intermittent/Ephemeral Streams in Montana: Extent, Distribution, and Function. *Montana Department of Environmental Quality and U. S. Environmental Protection Agency*, 33 pp.
- Villagrán-Mella R, Aguayo M, Parra LE, González A, 2006. Relación entre características del hábitat y estructura del ensamble de insectos en humedales palustres urbanos del centro-sur de Chile. *Rev Chil HN* 79: 195–211.

- Voelz NJ, Ward J, 1990. Macroinvertebrate responses along a complex regulated stream. *Regul Rivers Res Manage* 5: 365–374.
- Vondel BJ van, 2001. Description of the third instar larva of *Haliphus subseriatus* (Coleoptera: Haliplidae). *Entomol Ber (Amst)* 61: 14–16.
- Walker BH, 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conserv Biol* 6: 18–23.
- Walters DM, Roy H, Leigh DS, 2009. Environmental indicators of macroinvertebrate and fish assemblage integrity in urbanizing watersheds. *Ecol Indic* 9: 1222–1233.
- Wellborn GA, Skelly DK, Werner EE, 1996. Mechanisms creating structure across a freshwater habitat gradient. *Ann Rev Ecology Syst* 27: 337–363.
- Whatley RC, Cusminsky GC, 1995. Quaternary lacustrine Ostracoda from Northern Patagonia, Argentina. En Riha (ed.), Ostracoda and Biostratigraphy. *Balkema*, Rotterdam ISBN 90 5410 540 pp.
- Whiles MR, Goldowitz BS, 2005. Macroinvertebrate communities in central Platte River wetlands: Patterns across a hydrologic gradient. *Wetlands* 25: 462–472.
- White PS, Pickett STA, 1985. Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. En White PS, Pickett STA (eds.), The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics. *Academic Press*, Orlando, FL, 313 pp.
- White DS, Roughley RE, 2008. Aquatic Coleoptera. En Merritt RW, Cummins KW, Berg MB (eds.), An Introduction to the Aquatic insects of North America. *Kendall/Hunt Publishing*, 571–672 pp.
- Wiggins GB, Mackay RJ, Smith IM, 1980. Evolutionary an ecological strategies of animals in annual temporary pools. *Arch Hydrobiol Supplement* 58: 97–206.
- Wilcox D, Meeker J, Hudson P, Armitsage B, Black MG, Usarski D, 2002. Hydrologic variability and the application of index of biotic integrity metrics to wetlands: a great lakes evaluation. *Wetlands* 22: 588–615.
- Winget RN, Mangum FA, 1979. Aquatic ecosystem inventory. Macroinvertebrates analysis. Biotic condition index: integrated biological, physical and chemical stream parameters for management. US. Dept. Agriculture. Intermountain Region. *Spec Forest Serv Rep* 51 pp.
- Williams DD, 1996. Environmental constraints in temporary fresh waters and their consequences for the insect fauna. *J N Am Benthol Soc* 15: 634–650.
- Williams DD, 2006. The Biology of Temporary Waters. *Oxford University Press*, Oxford, 337 pp.

- Wissinger SA, 1999. Ecology of wetland invertebrates: synthesis and application to wetlands management. En Batzer DP, Rader RB, Wissinger SA (eds.), *Invertebrates in freshwater wetlands of North America: ecology and management*. Wiley, New York, 1043–1086 pp.
- Wolz KR, Shiozawa OK, 1995. Soft sediment benthic macroinvertebrate communities of the Creen River at the Ouray National Wildlife Refuge. Uintah County, Utah. *Great Basin Natralist* 55: 213–224.
- Wright AL, Reddy KR, Corstanje R, 2009. Patterns of heterotrophic microbial activity in eutrophic and oligotrophic peatlands. *Eur J Soil Biol* 45: 131–137.
- Zilli FL, Montalto L, Marchese MR, 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica* 38: 159–171.
- Zuloaga F, Morrone O, Belgrano M, 2008. Catálogo de las plantas vasculares del Cono Sur. *Ann Miss Bot Gard* 107: 1–334.

9. ANEXOS



ANEXO 1. Regresiones largo peso

Valores para las constantes a y b, obtenidos para peso seco (mg) y largo corporal (mm), para las larvas de cinco taxa de insectos acuáticos, (n) número de individuos usados para calcular cada regresión y rango de individuos medidos (mm). Todos los coeficientes de correlación (r^2) son significativos ($p < 0,0001$).

Taxa	Constantes de regresión				
	$\ln a$	b	r^2	Rango	n
Odonata					
<i>Rionaeschna</i> sp.	-5,45±0,15	2,99±0,07	0,98	2,2-26	29
<i>Cyanallagma interruptum</i>	-5,16±0,37	2,64±0,22	0,89	2,6-12,2	21
Heteroptera					
<i>Ectemnostega quadrata</i>	-3,71±0,34	2,31±0,28	0,83	1,9-5,2	16
Coleoptera					
<i>Lancetes</i> sp.	-4,86±0,23	2,49±0,15	0,9	2,1-11,3	32
<i>Tropisternus setiger</i>	-4,90±0,36	2,41±0,24	0,82	2,5-8,4	24

Listado de los 89 métricos basados en la comunidad de invertebrados acuáticos de 30 mallines del NO de la Provincia de Chubut. Fueron utilizados para evaluar la calidad del agua y comparar sitios con distinto grado de disturbio ganadero (bajo: verde; medio: naranja; y alto: rojo). Los códigos de los sitios se consignan en la tabla 3-1 y los métricos se explican en la tabla 4-1.

[illegible]

Métrico	SAN	CUS	BCH	MB2	MB1	PIp	GUJ	LaC	EIT	LaZ	LaW	NhP	LaT	MAP	VFr	MTe	TK1	TrH	PQ1	TK3	PQ2	TK2	PCh	DoJ	Ge1	CHE	EIA	MCr	Ge2	LET
Baetidae	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Caenidae	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0,2	1,5	0	15,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0,1	0
Leptophlebiidae	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nesameletidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oniscigastridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrobiosidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0	0
Glossosomatidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydroptilidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Philorhetridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Leptoceridae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0	1,6	17,3	0	7,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Limnephilidae	0	0	5,1	0	1,7	0	0	0	0	0	0	0	3,4	49,6	5,1	0	6,8	156,2	0	3,4	0	1,7	0	0	32,2	0	1,7	10,1	3,4	0
Hydropsychidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	33,0	5,8	2,3	5,6	1,2	67,3	33,0	0	0,5	0	0	0	1,5	1,5	42,4	124,5	81,4	13,7	3,7	36,9	0	13,9	15,3	19,3	89,5	0	6,1	48,7	17,7	0
Dytiscidae	6,1	0	2,0	207,0	55,8	15,2	0,9	0	39,1	1,3	0	70,2	3,4	200,1	20,1	20,4	31,4	204,0	1,3	88,4	39,6	13,9	20,2	77,1	30,9	16,0	60,2	4,0	55,0	0
Hydraenidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	0	2,7	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0,1	0
Haliplidae	0	0	0	2,2	0	1,9	0	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0
Scirtidae	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	165,9	0	0	76,0	0	0	0	0	60,9	2,3	53,8	0,8	17,0	1,5	0	2,3	0,8	0	76,2	0	0	0	0	2,3	4,8	0,8	5,6	0	0
Aeshnidae	0	9,1	0	0	41,5	0	0	0	0	0,3	8,1	0	0	0	0	0	0	0	0	35,0	0	0	0	0	0	8,1	0	0	0	0
Corixidae	0	0	0,2	144,1	30	0,4	0	0	15,3	0,4	1,3	154,3	139,6	398,9	0	80,7	1,8	0,7	11,9	0,2	72,1	1,8	0,7	4,4	0	0,4	10,1	20,5	0	0
Notonectidae	0	0	0,8	0	141,3	0	0	0	0	0	0	128,9	0,8	20,3	0	7,8	0	1,9	0	0	3,1	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0
Chironomidae	1,7	8,8	0,5	9,5	8,4	0,6	2,8	0,8	2,3	14,4	0,9	6,7	7,6	97,5	28,3	7,4	9,7	33,4	0,4	8,8	0	0,2	29,1	0,2	11,8	12,3	2,0	0,7	2,6	0
Ceratopogonidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Culicidae	0	0	0	0	0	0	250,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephydriidae	0	0	0,2	0	0	2,3	0	0	2,0	0	0	0	0	53,2	2,9	0	0	0,9	0	0,2	0	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0
Muscidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,3	0	0	0	0	0	2,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Simuliidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4,5	0	0	9,1	0	0	0	0	0	0	0	0	10,2	0	0
Psychodidae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stratiomyidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1,1	0	0	1,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,4	0	0
Syrphidae	0	0	0	4,3	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0,6	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Turbellaria	0	0	0	0	2,4	0	0	0	0	0	0	0	0,3	13,9	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lumbriculidae	0,9	0	0	13,6	0	0	0	0	1,6	0	0	0	0,3	0	0	0	0	1,9	0	3,5	0	0	2,2	5,6	0	0	0	0	0	0
Moniligastrida	27,9	8,5	0	0	0,6	6,0	0,4	0	0	84,4	4,4	12,0	0,9	7,6	19,4	78,4	6,6	90,3	8,1	6,5	25,3	0,9	9,1	166,7	6,0	85,8	21,1	0,2	110,6	0
Hirudinea	4,5	0	0	0	7,6	0	0	0	0	0	0	18,1	43,8	72,5	10,6	471,6	1,5	33,3	25,7	0	12,1	0	22,7	90,7	3,0	1,5	4,5	18,1	0	0

Métrico	SAN	CUS	BCH	MB2	MB1	PIp	GUJ	LaC	EIT	LaZ	LaW	NhP	LaT	MAP	VFr	MTe	TK1	TrH	PQ1	TK3	PQ2	TK2	PCh	DoJ	Ge1	CHE	EIA	MGr	Ge2	LET
Bivalvia	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	69,0	36,7	0	0	13,7	0	0	0	0	0	0	3,6	0	0	0	0	0
Pulmonata	0	0	2,4	0	30,6	0	0	0	0	0	9,7	0	0,7	144,6	4,1	0	9,7	0	0	0	0	0	4,9	0	3,0	0	0	3,7	4,9	0
Laevicaudata	0	0	0	18,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cladocera	0	0	0	3,8	2,0	45,3	0,2	0,6	0	0	0	0,3	0	0,6	0	3,6	0	0	0	0	12,8	0,4	0,5	0,3	0	0,7	0	0	0	0
Amphipoda	0,3	0	1,6	0,7	127,7	0	0	0	4,3	0,7	39,0	279,0	72,4	412,6	10,8	86,5	11,8	169,3	0,7	32,1	437,5	0	72,7	7,9	115,6	40,3	0	213,5	0,7	3,6
Copepoda	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0
Cyclopoida	0	0	0	0,3	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	6,1	0	0	0	0	0	0	0
Calanoida	0	0	0	2,2	0	0,1	0	2,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Harpacticoidea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ostracoda	21,8	0	0,1	7,2	18,1	180,5	33,1	0	0,9	0	0	0,2	0	0,3	0	0,1	0,2	0,1	29,2	112,9	6,9	30,6	0,4	0	0,2	0,1	0,2	0	19,2	0
Acari	0	0,3	0,8	0,6	2,3	0	0	0	0	14,7	0	1,1	4,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0
% de hirud	1,3	0	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0,7	3,1	0,9	0,8	14,1	0,2	1,5	3,3	0	0,2	0	1,0	1,0	0,3	0,1	1,5	1,6	0	0
% de olig.	34,1	7,9	0	2,0	0,1	0,2	0,5	0	2,8	79,9	7,8	6,0	0,4	0,5	18,6	10,7	5,0	15,7	16,9	16,1	1,7	1,4	4,9	96,3	2,9	37,3	34,5	2,9	83,7	0
% de crust.	35,0	0	31,6	74,2	56,0	99,3	39,5	96,2	47,7	2,2	66,5	56,1	24,1	26,8	4,4	44,9	11,8	35,7	56,2	36,4	92,0	86,5	60,6	1,4	55,5	35,4	20,6	84,7	8,4	100
% gaster.	0	0	0	0	5,4	0	0	0	0	0	0	0	0,1	0,9	1,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1,2	0	0	1,3	0	0
% de anf.	0,4	0	13,2	0,1	25,6	0	0	0	7,4	0,1	66,5	51,5	23,9	24,0	4,0	12,0	8,7	35,2	0,4	7,2	27,9	0	14,5	0,4	53,6	15,9	0	84,7	0,2	100
% EOT	0	54,4	7,9	0	2,1	0	0	0	0,6	0,9	10,6	1,3	10,3	1,4	0,7	0	2,2	8,3	0	15,7	0	0,5	0	0	3,5	2,1	1,0	1,8	0,4	0
% de E	0	2,0	0	0	0	0	0	0	0,6	0,1	7,8	0	9,8	0	0	0	0	0,1	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0,1	0
% de EyT	0	2,3	7,9	0	0,1	0	0	0	0,6	0,2	8,4	0	10,2	1,3	0,5	0	1,4	8,2	0	0,8	0	0,5	0	0	3,0	0,3	0,5	1,3	0,4	0
% de ditíscidos	4,0	0	7,9	8,3	5,0	0,2	0,3	0	14,8	0,1	0	6,2	0,4	1,2	2,5	2,4	3,1	7,9	0,4	21,5	1,8	1,9	2,0	0,2	5,8	2,3	17,0	0,8	2,2	0
% de díp.	22,0	35,1	15,8	3,6	12,1	0,2	58,3	3,0	33,0	14,8	9,5	14,1	15,1	36,8	53,9	9,1	46,4	28,0	1,9	9,6	0	1,9	30,6	0,1	27,0	22,5	10,8	4,7	4,7	8,3
% de quiro.	22,0	35,1	13,2	3,3	12,1	0,1	11,0	2,7	26,1	14,8	7,8	14,0	15,1	32,2	47,6	9,1	46,2	26,7	1,9	9,3	0	1,9	30,5	0,1	27,0	21,4	10,8	1,6	4,7	8,3
% Orth. chironomidae	18,4	75,0	100	0	42,9	100	100	80	60,9	29,6	100	9,5	31,4	81,3	89,3	30	57,3	57,4	10	79,7	0	50	19,9	0	82,0	77,1	42,9	83,3	77,3	0
% P	7,6	59,9	28,9	11,6	19,3	0,2	0,3	0,8	15,9	2,5	3,9	10,6	6,7	3,4	20,8	19,9	25,2	18,9	16,7	37,8	2,2	3,8	9,1	1,8	10,6	10,2	24,7	3,1	2,4	0
% Ra	0,9	0,3	5,3	0	5,4	0	0	0	0,6	0	3,4	0	0,3	1,9	1,8	0	6,5	0,6	0	0,1	0	0,5	0,1	0	1,2	0	0	1,3	0,3	0
% F	34,5	2,3	18,4	74,1	30,7	99,3	86,8	96,2	40,3	2,5	0	15,7	0,3	10,5	7,6	36,4	6,3	2,9	57,2	30,2	64,1	86,5	53,9	1,0	4,7	19,5	21,6	2,6	9,1	0
% CR	57,0	37,4	36,8	3,0	37,8	0,5	13,0	3,0	43,2	94,9	89,4	60,8	48,2	55,1	68,4	28,6	58,2	70	15,6	30,9	29,5	4,8	36,7	96,9	80,6	70	46,9	90,1	88,0	100
% De	0	0	7,9	0	0,1	0	0	0	0	0,1	0	0	0,3	1,3	0,5	0	1,4	7,4	0	0,9	0	0,5	0	0	2,9	0	0,5	1,0	0,2	0
% P-H	0	0	2,6	11,3	6,8	0	0	0	0	0,1	3,4	12,8	44,1	27,8	0,8	15,0	2,4	0,2	10,5	0,1	4,2	3,8	0,2	0,3	0	0,3	6,2	1,8	0	0
% Biom. P	11,1	89,4	31,5	51,7	59,7	4,8	0,3	9,2	58,4	35,9	16,3	37,3	18,0	21,1	35,1	59,8	64,7	34,5	34,9	49,3	9,0	24,4	25,6	50,2	14,2	20	62,2	8,4	25,7	0
% Biom. Ra	0,5	0,2	15,9	0	5,6	0	0	0	0,1	0	14,5	0	1,0	9,3	2,5	0	7,4	0,2	0	0,1	0	0,2	2,7	0	1,0	0	0	1,1	2,3	0
% Biom. F	22,5	0,1	0,5	7,5	3,7	70,7	88,4	69,6	1,4	0,4	0	0,7	0	5,0	21,9	0,7	0,3	3,0	36,2	27,3	3,3	48,8	5,7	0,1	1,4	0,5	0,4	3,0	9,1	0
% Biom. CR	65,8	10,3	19,5	6,4	25,3	24,4	11,3	21,2	17,4	63,4	67,3	40,7	32,7	36,0	30,3	30,4	20,1	38,9	14,5	20,6	75,9	21,3	65,7	48,5	72,6	79,2	26,5	78,5	61,2	100
% Biom. De	0	0	31,3	0	0,3	0	0	0	0	0,1	0	0	1,4	3,2	5,6	0	4,9	23,2	0	2,6	0	2,7	0	0	10,8	0	1,6	3,0	1,6	0
% Biom. P-H	0	0	1,4	34,4	5,5	0,1	0	0	22,7	0,2	1,9	21,3	46,8	25,5	4,7	9,2	2,5	0,1	14,4	0,1	11,8	2,8	0,4	1,2	0	0,3	9,3	6,0	0	0

.....

Luis B. Epele

Doctorando

.....

Dra. María Laura Miserendino

Directora

.....

Dr. Alberto Rodrigues Capítulo

Co-Director

